

Laurindo Antonio Guasselli
Organizador

ÁREAS ÚMIDAS

QUESTÕES AMBIENTAIS



ISBN 978.85.7697.468.0

1ª edição – 2018.

É proibida a reprodução total ou parcial desta obra, sem autorização expressa do autor ou da editora. A violação importará nas providências judiciais previstas no artigo 102, da Lei nº 9.610/1998, sem prejuízo da responsabilidade criminal. Os textos deste livro são de responsabilidade de seus autores.

Projeto gráfico e capa

Karla Viviane
Nathalia Rech

Conselho Editorial

Prof. Dr. Álvaro Luiz Heidrich
Prof. Dr. Antonio Carlos Castrogiovanni
Profa. Dra. Cláudia Luísa Zeferino Pires
Prof. Dr. Laurindo Antonio Guasselli
Prof. Dr. Nestor Kaercher
Profa. Dra. Rosa Maria Vieira Medeiros
Prof. Dr. Roberto Verdum
Doutorando Theo Soares de Lima

Editora Imprensa Livre

Editora-chefe: Karla Viviane Rech

Rua Comandá, 801
Cristal – Porto Alegre/RS
(51) 3249-7146

www.imprensalive.net
contato@imprensalive.net
www.imprensalive.net

Foto capa: Cecilia Balsamo Etchelar

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

G917e Guasselli, Laurindo Antonio Org.
Áreas úmidas: questões ambientais [e-book]
/ Laurindo Antonio Guasselli
, Organizador. -- Porto Alegre: CAPES/UFRGS/Programa de
Pós Graduação em Geografia/Imprensa Livre.
347 p. ; il.

Inclui Referências no final dos capítulos.

ISBN 978.85.7697.468.0

1. Geografia – Rio Grande do Sul.
I. Título.

CDU 911

Bibliotecária responsável: Maria da Graça Artioli – CRB10/793

MANUAL DE USO INTERATIVO

Este livro proporciona para você diversas vantagens. Leia as instruções abaixo para aproveitar todo potencial desta publicação.

**voltar ao
sumário**

Clicando neste botão localizado no lado superior direito da página você retornará ao Sumário.

Apresentação ➔

No Sumário, você pode acessar diretamente o capítulo que deseja apenas clicando em seu título

<http://www.ufrgs.br/posgea/>

Quando um link aparecer em azul como o exemplo ao lado, clicando nele você será levado para um link exterior

Laurido Antonio Guasselli

Quando um link com o nome de um autor aparecer em verde como o exemplo ao lado, clicando nele você será levado para um link interno do livro onde poderá saber mais informações relativas a esta pessoa

Para o uso de todas as funcionalidades interativas deste e-book recomendamos o uso do leitor de PDF Adobe Acrobat Reader.

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO

1. ÁREAS ÚMIDAS

1.1 CONCEITUAÇÃO DE ÁREAS ÚMIDAS

Laurindo Antonio Guasselli; João Paulo Delapasse Simioni

1.2 ASPECTOS JURIDICOS E LEGISLAÇÃO

Daniela Zanetti Bittencourt; Viviane Carvalho Brenner

1.3 CONECTIVIDADE EM ÁREAS ÚMIDAS

João Paulo Delapasse Simioni

1.4 IMPACTOS AMBIENTAIS EM ÁREAS ÚMIDAS

Tássia Fraga Belloli

2. QUESTÕES AMBIENTAIS NA BACIA DO RIO GRAVATAÍ

2.1 LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

Laurindo Antonio Guasselli; Tássia Fraga Belloli; João Paulo Delapasse Simioni; Cecilia Balsamo Etchelar; Viviane Carvalho Brenner

2.2 CLASSIFICAÇÃO DAS ÁREAS ÚMIDAS EM UNIDADES DE PAISAGEM

Cecilia Balsamo Etchelar; João Paulo Delapasse Simioni

2.3 EXPANSÃO URBANA NA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DO RIO GRAVATAÍ

Rudimar Scheren

2.4 DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DA VEGETAÇÃO

Marcelo Guglielmi Leite

2.5 IMPACTOS AMBIENTAIS DECORRENTES DA ORIZICULTURA - APA DO BANHADO GRANDE

Tássia Fraga Belloli; Laurindo Antonio Guasselli

2.6 EROSÃO NO BANHADO GRANDE

Cecilia Balsamo Etchelar; Laurindo Antonio Guasselli

2.7 PROPOSTA METODOLÓGICA PARA RENA- TURALIZAÇÃO DE TRECHO RETIFICADO DO RIO GRAVATAÍ

Viviane Carvalho Brenner

OS AUTORES

Apresentação

O processo de antropização, urbanização e desenvolvimento agrícola, suprimiu grande parte das Áreas Úmidas (AUs) no Rio Grande do Sul. O pouco conhecimento científico dificulta o planejamento dos usos em torno das Áreas Úmidas e o entendimento de seus efeitos na sua dinâmica visando o estabelecimento de planos de manejo. Atualmente essas áreas encontram-se vulneráveis devido a uma legislação inadequada para estes ambientes.

As AUs fornecem diversos serviços ambientais fundamentais à qualidade de vida e bem-estar da sociedade, além de desempenharem funções insubstituíveis como contenção de inundações e recarga de aquíferos. A debilidade destes serviços pode resultar em desastres ambientais e elevadas perdas em termos econômicos e de vidas humanas. Nessas áreas, concentram-se muitas espécies endêmicas e uma riqueza de fauna e flora compreendidas em diversos ecossistemas dos quais as AUs abrigam.

Essa temática representa o eixo condutor das investigações realizadas por pesquisadores vinculados ao Programa de Pós-Graduação em Geografia e ao Laboratório de Análise Ambiental e Geoprocessamento (LAGAM) do Centro Estadual de Pesquisas em Sensoriamento Remoto da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, onde atuam em pesquisas de cunho científico buscando entender as dinâmicas ambientais envolvendo as Áreas Úmidas com vistas a promover a sua conservação e preservação.

Os resultados destas pesquisas estão apresentados nesta obra em capítulos, agrupados em dois blocos: o primeiro versa

sobre aspectos físicos e dinâmicas das AUs do sul do Brasil, aspectos conceituais, jurídicos e legislação e impactos ambientais; e o segundo traz a Bacia Hidrográfica do Rio Gravataí como estudo de caso, abordando temas como: Análise temporal da dinâmica da vegetação, Impactos ambientais decorrentes da orizicultura, Processos erosivos, Expansão urbana e redução na área inundável na planície de inundação, e Proposta metodológica para renaturalização de trecho retificado do rio Gravataí.

A bacia do rio Gravataí, localizada na Região Metropolitana de Porto Alegre, é composta por uma extensa área plana que compreende um conjunto de banhados (termo regional para designar um tipo de AUs) formadores das principais nascentes do Gravataí. Estas áreas de banhados encontram-se inseridas em Unidades de Conservação, como a Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande e o Refúgio de Vida Silvestre do Banhado dos Pachecos. Outra importante característica deste rio é a sua baixa declividade, o que torna a sua planície de inundação uma importante Área Úmida.

Deve-se considerar que os banhados, nascentes e locais muito próximos a rios e mata ciliares são áreas prioritárias para conservação, previstas como Áreas de Preservação Permanente (APP), segundo a Legislação Ambiental do Estado do Rio Grande do Sul. Entretanto, no decorrer da elaboração das pesquisas, constataram-se diversos problemas que contradizem com o âmbito de conservação desses ambientes.

Apesar de sua importância ambiental, a bacia do rio Gravataí tem sofrido, desde a década de 1940, com uma série de impactos ambientais negativos. Através do Programa Pró-várzea do Governo Federal, o Departamento Nacional de Obras e Saneamento (DNOS) realizou obras de retificação em um trecho do rio Gravataí, com o objetivo de drenar as AUs e ampliar as áreas agricultáveis, transformando o canal meandrante em retilíneo.

Além das obras de retificação do canal, que produziram impactos ambientais substanciais, o rio Gravataí sofre anualmen-

te com uma intensa demanda hídrica por parte da rizicultura. O mês de novembro é o de maior demanda de água pelo cultivo do arroz, quando cerca de 95% do consumo da bacia é destinado a este cultivo.

Com a recomendação a partir da Convenção de Ramsar para o uso do sensoriamento remoto e do geoprocessamento a utilização destas técnicas vêm sendo largamente empregada na classificação, mapeamento, delineamento e inventário das AUs. As recentes melhoras nas resoluções radiométricas, espectrais e temporais dos sensores imageadores possibilitaram estudos mais precisos na identificação de diversos tipos de áreas úmidas. Além disso essas ferramentas possibilitam a aquisição de informações em ambientes com difícil acesso ou acesso restrito em determinadas épocas do ano, como em períodos de grandes pulsos de inundação.

Esta obra foi organizada pelo Prof. Dr. Laurindo Antonio Guasselli, professor do Departamento de Geografia e do Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, onde desenvolve pesquisas sobre sensoriamento remoto e geoprocessamento no estudo e mapeamento de áreas úmidas, principalmente, os banhados, as lagoas e as áreas de inundação.

Por fim, o organizador e os autores oferecem aos estudiosos do tema e ao público em geral a oportunidade de conhecerem os aspectos gerais das áreas úmidas do sul do Brasil, que se diferenciam das demais AUs do país, bem como os problemas ambientais e técnicas aplicadas aos estudos destas áreas, em busca de sua conservação.

Agradecemos ao programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, que a partir de uma política de incentivo a publicações permitiu a elaboração desse livro.

1. Áreas úmidas



Lagoa da Anastácia, Planície de inundação do Rio Gravataí - RS.
Crédito da foto: Cecília Balsamo Etchelar

1.1 Conceituação de Áreas Úmidas¹

*Laurindo Antonio Guasselli
João Paulo Delapasse Simioni*

Introdução

Historicamente, as Áreas úmidas (AUs) eram vistas como locais que deviam ser saneados, associados a pântanos viscosos e que abrigavam doenças (EDWARD et al., 1997). Esta ideia levou a drenagem e a conversão de importantes AUs em locais para agricultura intensiva, aquicultura, indústria e habitação. No entanto, nos últimos anos, há uma maior consciência de que as AUs naturais desempenham importantes funções, como mitigar inundações, recarga de aquíferos e retenção de poluentes.

A partir da conscientização dos países em relação à importância das AUs, diversas convenções e tratados internacionais têm apontado para a necessidade do estabelecimento de inventários e medidas de proteção destas áreas de importante valor ecológico, social, econômico e científico (DARWALL et al., 2008; CUNHA et al., 2015). A convenção sobre Áreas Úmidas de importância internacional mais conhecida é a Convenção de Ramsar (BRASIL, 2010) realizada em 1971 na cidade de Ramsar - Irã

¹ Artigo publicado no Boletim Geográfico do Rio Grande do Sul, intitulado “Banhados: Abordagem Conceitual”. Porto Alegre, n. 30, p. 33-47, set. 2017. Autores: João Paulo Delapasse Simioni, Laurindo Antonio Guasselli.

(GARNDNER et al., 2015).

Idealizando uma política nacional para a gestão e proteção das AUs e sua biodiversidade, o Brasil assinou a convenção de Ramsar no ano de 1993, ratificando-a três anos depois, através do Decreto nº 1.905, de 16 de maio de 1996 (BRASIL, 1996; JUNK; PIEDADE, 2015). Entretanto, passados vinte anos da assinatura da convenção, pouca coisa evoluiu em âmbito nacional (DIEGUES, 2002), não existindo ainda um levantamento minucioso da AUs para todas as regiões brasileiras (CUNHA et al., 2015).

Conforme salientam Junk; Piedade (2015), apesar da pouca atenção dada às AUs por parte do governo brasileiro, diversos pesquisadores têm-se dedicado aos estudos de caracterização, entendimento e delineamento destas áreas. Neste sentido, destaca-se o Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INAU) que propôs a definição de vários conceitos que não estavam claros na legislação brasileira, como Recursos Hídricos e Áreas Úmidas, por exemplo.

As definições de AUs são muitas, e em sua maior parte confusas (CUNHA et al., 2015; JUNK; PIEDADE, 2015). O mais aceito foi proposto pela Convenção de Ramsar (RAMSAR, 1971), e adaptado por Scott e Jones (1995), onde, segundo os autores, as AUs são

“[...] planícies de inundação, pântanos, turfeiras, banhados, veredas, naturais ou artificiais, permanentes ou temporárias, com água corrente ou parada, doce, salobra ou salgada, incluindo as extensões de água marinha cuja profundidade em maré baixa não exceda seis metros (SCOTT; JONES, 1995)”.

No entanto, de acordo com Guasselli (2005), esta definição é muito ampla.

Cowardin et al. (1979), por exemplo, destacam o domínio em AUs de solos saturados por água, onde as comunidades de plantas e animais vivem na sua superfície. De acordo com os

autores, as AUs são “áreas de transição entre ambientes terrestres e aquáticos, onde a lençol freático é geralmente próximo da superfície ou a terra é coberta por águas superficiais”.

Para Cunha et al. (2015) as AUs são ecossistemas na interface entre ambientes terrestres e aquáticos, continentais ou costeiros, naturais ou artificiais, permanentemente ou periodicamente inundados por águas rasas ou com solos encharcados, doces, salobras ou salgados, com comunidades de plantas e animais adaptados à dinâmica de água.

Já para Rolon et al. (2010) são ecossistemas que permanecem inundados por tempo suficiente, permitindo o estabelecimento de solos encharcados e plantas aquáticas. E, de acordo com Covington et al. (2003) podem ser definidas como terras com predominância de solos hídricos, inundado ou saturado por água de superfície ou subterrâneas a uma frequência e duração suficiente para suportar uma vegetação adaptada a condições de solo saturado.

Em estados do Sul do Brasil, o termo Banhado é designado para caracterizar um tipo de Área Úmida. A palavra provém do espanhol bañado, devido à influência dos países vizinhos Argentina e Uruguai (BURGUER, 2000). Conforme Ringuelet (1962) os Banhados correspondem à palavra marshes em inglês, e são definidos como “áreas de solo cobertas por uma fina lâmina de água, com vegetação palustre e sem o desenvolvimento de uma população limnética” (BURGUER, 2000).

Conforme salienta Ricardo; Campanili (2008) os Banhados tendem a se localizarem próximos aos rios, em áreas onde extravasam as águas durante as inundações. São ricos em vegetação flutuante e submersa, e nas partes mais firmes, encontram-se espécies típicas de solos encharcados.

Por ser uma palavra popular, utilizada no dia-a-dia pela população não científica, o termo Banhado acaba por não ganhar o merecido destaque, diante da sua importância para a manuten-

ção dos processos ecológicos. Inclusive, por muitos anos pensou-se que estas áreas não possuíam valor nenhum, sendo muitas vezes drenados para o cultivo agrícola.

Devido à importância destas áreas, os ecossistemas de Banhados são considerados Áreas de Preservação Permanente (APP) no Estado do Rio Grande do Sul (RS), sendo necessária a realização de um adendo na legislação federal para a inclusão do termo no Cadastro Ambiental Rural (BRASIL, 2012; RIO GRANDE DO SUL, 2015).

Com a crescente preocupação dos pesquisadores em evidenciar a importância destas áreas, no âmbito ecológico, social e microclimático, diversos estudos vêm sendo desenvolvidos, abordando os Banhados sob diferentes perspectivas.

Em um contexto geral, um dos primeiros trabalhos que abordam a importância da sua conservação é o de Burguer (2000), em que a autora avalia a situação e as ações prioritárias para a conservação de Banhados e áreas úmidas da zona costeira do Rio Grande do Sul; Accordi (2003) abordou a estrutura espacial e sazonal da avifauna no Banhado dos Pachecos; Guasselli (2005) analisou a dinâmica da vegetação no Banhado do Taim; Daronch et al. (2004) pesquisaram o impacto da rizicultura e pecuária sobre os Banhados do Jacaré e Grande - município de São Borja; Carvalho; Ozório (2007) avaliaram os Banhados do RS, suas rápidas modificações e redução significativa da área destas áreas úmidas.

Oliveira et al. (2007) propuseram uma metodologia para delimitação de Áreas de Preservação Permanente (APP) de Banhados. Spellmeier et al. (2009) avaliaram a composição florística de um Banhado no município de Estrela; Kafer et al. (2011) analisaram a composição florística e fitossociologia de macrófitas aquáticas em um Banhado continental em Rio Grande; Bocalon; Otsuschi (2015) avaliaram os Banhados e a evolução de paisagem no município de Chapecó, SC.

Entretanto, apesar da gama de trabalhos envolvendo Banhados, ainda não há na literatura uma definição que contemple o conjunto de características destes ecossistemas. Assim, este trabalho propõe-se inicialmente a realizar um levantamento dos trabalhos realizados em áreas de Banhados e os conceitos utilizados para definir estas áreas, e ao final, propor uma definição de Banhados que englobe, os três critérios básicos para definição e delimitação de uma Área Úmida, proposto por Cowardin et al. (1979): i) hidrologia; ii) vegetação; iii) depósitos geológicos e tipos de solos.

Definições de banhado

Para elaborar a definição de banhados, buscou-se na bibliografia, trabalhos que abordaram a sua definição. Nestes trabalhos, foram encontrados 11 (onze) tipos diferentes de definições para banhados. É importante salientar nesta análise conceitual que alguns autores optaram por utilizar o termo Banhado dentro do conceito geral de Áreas Úmidas. Deste modo, trazemos os 11 diferentes conceitos abordados nos trabalhos que foram analisados, conforme Quadro 1.

Mello (1998) realizou uma das primeiras abordagens em relação à percepção da população sobre as áreas de Banhados no Brasil. Neste trabalho, a autora preocupou-se com a diferenciação conceitual entre banhados e Áreas Úmidas. Inicialmente trouxe diversas definições sobre Áreas Úmidas no contexto mundial, até chegar na contextualização regional do termo Banhado, utilizando o conceito proposto por Irgang et al. (1984).

A definição de Irgang et al. (1984) foi mais tarde refinada por Irgang; Gastal JR (1996) sendo base para a contextualização de banhados nos seguintes trabalhos: Silva (2002) que analisou a estrutura de uma turfeira de altitude no município de São José dos Ausentes, RS; Guasselli (2005), que analisou a dinâmica da vegetação no Banhado do Taim e Magalhães et al. (2013) que realizaram um levantamento florístico em três áreas de Banhados

no Estado de Santa Catarina. As definições de Banhados de Irgang et al. (1984) e posteriormente, Irgang; Gastal JR (1996), que delinearam os trabalhos de Mello (1998), Silva (2002), Guasselli (2005) e Magalhães et al. (2013), expõe que

“Banhado é o ecossistema em que vivem predominantemente plantas aquáticas, zoneadas em faixas ou manchas chamadas comunidades, conforme e principalmente pela perenidade da água acima ou ao nível da superfície do solo”.

Quadro 1. Autores pesquisados e seu respectivo referencial.

Autores	Basearam-se em	Conceito
Mello (1998); Silva (2002); Guasselli (2005); Magalhães et al. (2013)	Irgang et al. (1984); Irgang e Gastal Jr (1996)	Banhado é um ecossistema em que vivem predominantemente plantas aquáticas, zoneadas em faixas ou manchas
Burguer (2000); Gianuca e Tagliani (2012); Luz (2012); Stahnke (2013)	Schwarzbald e Schäfer (1984)	Banhado é uma área que apresenta solo temporária ou permanentemente saturado de água, de modo que conduza a permanente colonização por plantas aquáticas
Accordi (2003); Tassi (2008); Bocalon e Otsuchi (2015)	Convenção de Ramsar (1971)	Áreas Úmidas são áreas naturais ou artificiais, permanentes ou temporárias, com água parada ou fluindo, salobra ou salgada, incluindo áreas de águas marinhas nas quais a profundidade na maré baixa não exceda seis metros
Costa et al. (2003)	Cowardin et al. (1979)	Turfeiras são sistemas palustres, compostos por corpos de águas rasas permanente ou periodicamente alagados por água de precipitação pluviométrica e com fundo coberto por vegetação e lodo orgânico

Carvalho e Ozório (2007); Spellmeier et al. (2009); Meller (2011); Severo et al. (2011); Duarte (2013); Scherer (2014)	Burguer (2000)	Os banhados são áreas alagadas permanente ou temporariamente, são também denominados de pântanos, pantanal, charcos, varjões e alagados, entre outros.
Oliveira et al. (2007)	Fepam (1998)	Os banhados são zonas de transição terrestre-aquáticas periodicamente inundadas pelo reflexo lateral de rios e lagos e/ou pela precipitação direta ou pela água subterrânea e que resultam num ambiente físico-químico particular
Kafer et al. (2011)	Holland et al. (1991)	Banhados são áreas de transição entre sistemas aquáticos e terrestres, possuindo características exclusivamente definidas por escalas espaciais e temporais e pela força das interações entre sistemas aquáticos e terrestres

Org.: Os autores.

Em outras palavras, banhado pode ser definido como um conjunto complexo de comunidades vegetais aquáticas, caracterizado pelo relativamente baixo número de espécies, porém que ocorre com grande número de indivíduos, formando comunidades puras, e que são de grande distribuição geográfica (IRGANG et al., 1984; IRGANG; GASTAL JR, 1996).

Como o trabalho de Irgang et al. (1984) e Irgang; Gastal JR (1996) baseou-se na identificação de macrófitas aquáticas, fica evidente que os autores propuseram um conceito de Banhado, voltado às comunidades de plantas. Diante desta caracterização basicamente vegetal dos Banhados, Mello (1998) vai além, e ca-

racteriza os ecossistemas de banhado como ecótonos com uma vegetação capaz de suportar as frequentes oscilações do nível da água. Ou seja, Mello (1998) passa a incorporar na sua definição assuntos não trazidos por Irgang et al. (1984) e Irgang; Gastal JR (1996), como a oscilação do nível da água e a caracterização destes ambientes como ecótonos, por exemplo. Neste sentido a autora propõe uma definição bastante coesa sobre os Áreas Úmidas. Segundo Mello (1998) as AUs são:

“ecossistemas complexos, de grande diversidade genética e ambiental, que ocorrem em todos os continentes, sendo classificados segundo critérios geológicos, morfológicos, hidrológicos ou botânicos. A sua difícil delimitação, devido à grande elasticidade do ecossistema, gera problemas para o seu manejo. Entretanto, são ambientes muito sensíveis, sujeitos ao desaparecimento, quando submetidos a alterações nas condições hidrológicas” (MELLO, 1998).

Nesta definição, Mello (1998) conseguiu incorporar diversos critérios para caracterizar AUs, chamando-os de complexos e ambientalmente sensíveis. Entre os critérios abordados para definir AUs, estão os depósitos geológicos, a morfologia, e os aspectos hidrológicos da área. Assim, percebe-se que mesmo baseando-se em Irgang et al. (1984), a autora apresenta em sua definição de Áreas Úmidas, aspectos até então não trazidos por outros autores.

Outro ponto interessante na definição de Mello (1998) é visto quando a autora sintetiza a difícil delimitação das AUs. Este é um dos grandes desafios dos pesquisadores de Áreas Úmidas (JUNK et al., 2015), pois, a oscilação do nível d'água e a grande presença de vegetação nestas áreas, impossibilitam a delimitação concisa das AUs, tornando-se uma árdua e maçante tarefa para os pesquisadores.

Burguer (2000), Gianuca e Tagliani (2012), Luz (2012) e Stahnke (2013) baseiam seus trabalhos no conceito proposto por

Schwarzbold; Schäfer (1984), os quais definem Banhados como “uma área com unidade espacial da paisagem deprimida, que apresenta solo temporária ou permanentemente saturado de água, de modo que conduza a permanente colonização por plantas aquáticas” (SCHWARZBOLD; SCHÄFER, 1984).

O conceito de Schwarzbold; Schäfer (1984) traz dois elementos importantes na definição de banhado: i) o solo, saturado por água; e ii) colonização por plantas aquáticas. Os autores foram pioneiros na conceituação de Banhados no Brasil, ao analisarem a gênese e a morfologia das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul. Conforme os autores, na Região Sul, os Banhados estão associados principalmente às lagoas costeiras, apresentando uma grande variedade de comunidades vegetais macrofíticas que variam segundo o regime hidrológico, morfometria e outras características físicas de cada sistema (SCHWARZBOLD; SCHÄFER, 1984)

Schwarzbold; Schäfer (1984) salientam também que, em relação à vegetação dos Banhados, destacam-se duas formações variantes conforme o porte das espécies constituintes. A primeira formação com vegetações atingindo cerca de 50 cm de altura, onde as espécies herbáceas flutuantes formam extensos camalotes, como o aguapé (*Eichhornia crassipes*), a marrequinha (*Salvinia auriculata*), e o aguapé-branco (*Nymphaea alba*). O outro tipo de formação vegetal dos Banhados é constituído por espécies com altura de aproximadamente dois metros, destacando-se a tiririca (*Scirpus californicus*), o junco (*Cyperus giganteus*) e a espadana (*Zizaniopsis bonariensis*) (SCHWARZBOLD; SCHÄFER, 1984).

Accordi (2003), Tassi (2008) e Bocalon; Otsuschi (2015) trabalham com o conceito de Banhados a partir de uma definição geral de AUs proposta pela Convenção de Ramsar (1971). A Convenção de Ramsar abordou as Áreas Úmidas em um contexto amplo, sendo inclusive, questionada por Cowardin et al. (1979) por ser uma definição que incorpora corpos d’água de até 6 (seis) metros de profundidade. Entretanto, Accordi (2003), Tassi (2008) e Bocalon; Otsuschi (2015) optaram por empregar o conceito pro-

posto pela Convenção de Ramsar (1971) para explicar em seus respectivos trabalhos a definição de banhado.

A definição da Convenção de Ramsar (1971) aborda as AUs em um contexto geral, sem levar em consideração as características peculiares presentes em cada tipo de AU, como a presença de macrófitas, os depósitos geológicos e até mesmo a presença ou não de turfas.

Costa et al. (2003) realizaram um trabalho sobre a composição florística presente em um ambiente de turfeira. Os autores associam as turfeiras à ambientes de banhado, propondo que ambos possuem a mesma definição. Para isto, Costa et al. (2003) trabalharam com o conceito proposto por Cowardin et al. (1979), os quais sugerem que:

“as turfeiras podem ser classificadas como sistemas palustres, compostos por corpos de águas rasas permanente ou periodicamente alagados por água de precipitação pluviométrica, sem margem bem definida e com fundo coberto por vegetação e lodo orgânico. O acúmulo no sedimento de matéria orgânica vegetal composta por celulose, lignina e outras substâncias com estrutura química cíclica de difícil degradação, combinado com condições desfavoráveis à decomposição aeróbica, como o excesso de água, ausência de oxigênio e reação ácida, facilitam o processo de humificação” (COWARDIN et al., 1979).

O conceito utilizado por Costa et al. (2003) apresenta uma ampla definição dos ambientes de turfeiras (Banhados), levando em consideração, inclusive, o tipo de matéria orgânica depositado nestes ambientes. Entretanto, apesar de considerar a hidrologia e o tipo de solo (turfa), o conceito de Cowardin et al. (1979) deixa margem para questionamentos à medida que considera apenas a morfologia de fundo coberta por vegetação, ignorando as macrófitas emergentes sobre a água, por exemplo.

Dentre os trabalhos analisados neste estudo, o conceito de Burguer (2000) foi o que apareceu com maior frequência (seis vezes). Apoiaram-se neste conceito para caracterizar os ecossistemas de banhado: Carvalho; Ozório (2007); Spellmeier et al. (2009); Meller (2011); Severo et al. (2011); Duarte (2013); Scherer (2014).

Em um trabalho de âmbito conservacionista, Burguer (2000) buscou avaliar a situação, e também, definir ações prioritárias para a conservação dos Banhados e Áreas Úmidas do Rio Grande do Sul. Salienta-se que Burguer (2000) baseou-se na conceituação de Schwarzbald e Schäfer (1984) para propor sua definição de banhado.

Assim, para Burguer (2000) os Banhados são “áreas alagadas permanente ou temporariamente inundadas, conhecidos na maior parte do país como brejos, são também denominados de pântanos, pantanal, charcos, varjões e alagados, entre outros” (BURGUER, 2000).

Oliveira et al. (2007) propuseram uma metodologia para delimitação de APP no Rio Grande do Sul. Como os Banhados são considerados APP pela legislação, Oliveira et al. (2007) basearam no conceito da Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler - Fepam (1998) para caracterizar estes ecossistemas. Conforme a Fepam (1998), os Banhados são:

“zonas de transição terrestre-aquáticas periodicamente inundadas pelo reflexo lateral de rios e lagos e/ou pela precipitação direta ou pela água subterrânea e que resultam num ambiente físico-químico particular que leva a biota a responder com adaptações morfológicas, anatômicas, fisiológicas, fenológicas e/ou etológicas e a produzir estruturas de comunidades características para estes sistemas” (FEPAM, 1998).

A Fepam (1998) aborda os Banhados como ecótonos (zonas de transição entre aquático/terrestre) preocupando-se basicamente com a hidrologia e a biota, que para Fepam (1998)

“responde com adaptações” às frequentes oscilações do nível da água. Entretanto, por ser uma definição proposta pela Fundação de Meio Ambiente do RS, pensamos que essa definição não é suficientemente adequada para caracterizar as áreas de banhado, pois, não aborda a geologia e nem os tipos de solos destes ecossistemas.

Ainda, a Fepam publicou um documento organizado por Velasques (2006), sobre os aspectos jurídicos do licenciamento ambiental, onde define Banhados como “extensões de terras normalmente saturadas de água onde se desenvolvem fauna e flora típicas” (VELASQUES, 2006). Apesar de preocupar-se na conceituação de banhado, o documento apresenta uma definição muito ampla destes ecossistemas, novamente, sem levar em consideração as características do solo e a geologia, por exemplo.

Ao analisar a composição florística e fitossociologia de macrófitas aquáticas em um Banhado localizado no município de Rio Grande, Kafer et al. (2011) e Kafer (2013) basearam-se na definição de Áreas Úmidas proposta por Holland et al. (1991) para elaborar um conceito de Banhados, definindo-os como:

“componentes dinâmicos dos ecossistemas, suportando altos níveis de diversidade biológica e de produtividade primária e secundária, além de modular o escoamento das águas, dos nutrientes e outros materiais, provendo importantes componentes para os habitats naturais” (KAFER et al., 2011; KAFER, 2013).

O conceito de Banhados abordado por Kafer et al. (2011) e Kafer (2013) atenta para o dinamismo destes ambientes, principalmente, no âmbito do regime de inundações e na alta capacidade de retenção de água durante os pulsos de inundação, ao mencionar no seu conceito de Banhado a habilidade destas áreas em “modular o escoamento das águas”.

Este dinamismo é visto também em Holland et al. (1991),

autores aos quais Kafer et al. (2011) e Kafer (2013) basearam-se para conceituar os banhados. Holland et al. (1991) apresentam uma discussão sobre os ambientes ecótonos, a partir de Clements (1905), classificando os “marshes” (termo associado aos Banhados), como áreas de transição entre sistemas aquáticos e terrestres, possuindo um conjunto de características exclusivamente definidas por escalas espaciais e temporais e pela força das interações entre sistemas aquáticos e terrestres, em períodos de inundação e seca (HOLLAND et al., 1991).

Banhados na legislação

Apesar de declarar os Banhados como APP's, o Estado do Rio Grande do Sul não atribuiu uma definição para o termo, sendo abordado na legislação como ambientes caracterizados pela presença de “solos naturalmente alagados ou saturados de água por período não inferior a 150 dias no ano, excluídas as situações efêmeras, as quais se caracterizam pelo alagamento ou saturação do solo por água apenas durante ou imediatamente após os períodos de precipitação” (RIO GRANDE DO SUL, 2015).

Ainda, além da presença de solos encharcados, a legislação prevê também que para o ambiente ser classificado como Banhado possua a ocorrência simultânea de no mínimo uma das seguintes espécies de flora: Junco (*Schoenoplectus spp.*, *Juncus spp.*); Aguapé (*Eichhornia spp.*); Erva-de-Santa-Luzia ou marrequinha (*Pistia stratiotes*); Marrequinha-do-Banhado (*Salvinia sp.*); Gravata ou caraguatá-de-Banhados (*Eryngium pandanifolium*); Tiririca ou palha-cortadeira (*Cyperus giganteus*); Papiro (*Cyperus papyrus*); Pinheirinho-da-água (*Myriophyllum brasiliensis*); Soldanela-da-água (*Nymphoides indica*); Taboa (*Typha domingensis*); Chapeu-de-couro (*Sagittaria montevidensis*); e Rainha-das-lagoas (*Pontederia lanceolata*).

E também, a ocorrência regular de uma ou mais das es-

pécies da fauna relacionadas: Jacaré-de-papo-amarelo (*Caiman latarostris*); Tachã (*Chauna torquata*); Garça-branca-grande (*Ardea alba*); Frango-d'água (*Gallinula spp.*); Caramujo ou aruá-do-Banhado (*Pomacea canaliculata*); Gavião-caramujeiro (*Rostrhamus sociabilis*); Jacanã (*Jacana jacana*); Marreca-de-pé-vermelho (*Amazoneta brasiliensis*); Cardeal-do-Banhado (*Amblyramphus holosericeus*); João-grande (*Ciconia maguari*); Nútria ou Ratão-do-Banhado (*Myocastor coypus*); e Capivara (*Hydrochoerus hydrocoerus*).

Nota-se que em sua tentativa de definir o termo Banhado, o Rio Grande do Sul (2015) generaliza o termo, ao propor “condições para a ocorrência de Banhados”. A grande incógnita a respeito desta classificação de Banhados pelo Rio Grande do Sul (2015) diz respeito a “solos naturalmente alagados ou saturados de água por período não inferior a 150 dias no ano, excluídas as situações efêmeras”, ou seja, a definição acaba por estimar a quantidade de dias em que estas áreas precisam permanecer inundadas para caracterizarem-se como Banhado.

Kandus et al. (2008) salientam que historicamente, as Áreas Úmidas foram associadas a solos hidromórficos, aluviais e halo-mórficos, embora o termo hidromórfico seja usado em um sentido amplo, estes solos são associados geralmente à presença de água (temporária ou permanente), sendo classificados como gleissolos.

Entretanto, a definição proposta por Rio Grande do Sul (2015) sequer leva em consideração os tipos de solos (KANDUS et al., 2008), a presença ou não de turfa (COSTA et al., 2003) (substância formada pela decomposição de vegetais acumulados em terrenos alagadiços), ou até mesmo a geologia, através da ocorrência de depósitos paludiais (acumulação de material depositado num Banhado ou pântano; estes depósitos são normalmente formados por lodos com matéria orgânica abundante) (FRANTZ et al., 1990) que são responsáveis pela alta produtividade e valor ecológico destas áreas.

Buscando sintetizar e organizar algumas ideias, é necessário propor uma definição de banhados que englobe as características mais importantes desses ecossistemas. Cowardin et al. (1979) descrevem que para a identificação e delineamento de uma Área Úmida é preciso levar em consideração três critérios importantes: 1) a água superficial; 2) a vegetação adaptada as oscilações do nível da água (alternância entre períodos de excesso e déficit hídrico); e 3) a presença de solos hídricos ou solos com sinais de hidromorfismo.

Baseando-se nos critérios abordados nesse trabalho propõe-se a seguinte definição para banhados:

“O termo Banhado refere-se a um tipo de Área Úmida que apresenta alta complexidade e grande diversidade de gradientes ambientais. Estes ecossistemas são caracterizados pela presença de: i) depósitos paludiais e turfas; ii) solos hidromórficos; e iii) presença de macrófitas aquáticas. São regulados pelos pulsos de inundação, permanecendo constante ou temporariamente inundados, com a presença de vegetação adaptada às flutuações do nível da água e uma biota característica”.

Conclusões

Percebe-se que, apesar do crescente número de trabalhos científicos em áreas de banhados, poucos têm abordado a discussão conceitual do termo. Isto traz como consequência uma dificuldade de preservação dessas áreas, que acabam por não apresentarem uma definição coesa, quanto a seus limites e sua importância ecológica.

Esta dificuldade em delimitar as áreas de banhados, aliada a pouca fiscalização ambiental, por parte dos órgãos qualificados para a função, faz com que cada vez mais, estes importantes ecossistemas, sofram com impactos negativos, como o avanço das

fronteiras agrícolas, pecuária, aterros, urbanização, despejo de resíduos, entre outros.

Assim, a proposta de definição conceitual destas áreas, preza, principalmente pela preservação destes ecossistemas, ecologicamente importantes e ambientalmente sensíveis, frente às atividades antrópicas.

Referências

ACCORDI, I. A. O Sistema Banhado Grande como uma área úmida de importância internacional. In: SIMPÓSIO DE ÁREAS PROTEGIDAS. 2. 2003, Pelotas. **Anais...** Pelotas: UFPEL, 2003. p. 56-63. CD-ROM.

BOCALON, V. L. S.; OTSUSCHI, C. Os Banhados e a evolução de paisagem no município de Chapecó – Oeste de Santa Catarina – Brasil. **Geografia Ensino & Pesquisa**, vol. 19, n. 1, p.93-104, 2015.

BRASIL. Constituição (2012). Decreto nº 7.830, de 17 de outubro de 2012. **Dispõe Sobre o Sistema de Cadastro Ambiental Rural, o Cadastro Ambiental Rural**. Brasília, DF.

BURGER, M. I. **Situação e ações prioritárias para a conservação de Banhados e áreas úmidas da zona costeira**. Base de Dados Tropical. Porto Seguro, 2000.

CARVALHO, A. B. P.; OZORIO, C. P. Avaliação sobre os Banhados do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista de Ciências Ambientais**, Canoas, v. 1, n. 2, p.83-97, 2007. Disponível em: <<http://www.revistas.unilasalle.edu.br/index.php/Rbca/article/view/171/188>>. Acesso em: 22 mai. 2017.

CLEMENTS, F. E. **Research methods in ecology**. University Publishing Company: Lincoln, Nebraska, 1905.

COSTA, C. S. B.; IRGANG, B. E.; PEIXOTO, A. R.; MARANGONI, J. C. Composição florística das formações vegetais sobre uma turfeira topotrófica da planície costeira do Rio Grande do Sul, Brasil. **Acta bot. bras.**, v. 17, n. 2, p. 203-212, 2003.

COWARDIN, L. M.; CARTER, F. C. GOLET E.; LAROE, T. **Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States**. U.S. Fish and Wildlife Service. FWS/OBS-79/31. Washington, DC, 1979.

CUNHA, C. N.; PIEDADE, M. T. F.; JUNK, W. J. **Classificação e delimitação das áreas úmidas brasileiras e de seus macrohabitats**. Cuiabá: EdUFMT, 2015. 165p.

DARONCH, M. C.; PAIVA, E. M. C. D.; CABRAL, I. D. L.; PRADO, R. J. **Impactos de atividades humanas nos Banhados do Rio Grande do Sul**. (Monografia) Curso de Especialização para Gestores Regionais de Recursos Hídricos, Universidade Federal de Santa Maria, 2004. Disponível em: <http://repositorio.ufsm.br:8080/xmlui/handle/1/1560>.

DUARTE, R. F. **Monitoramento das áreas úmidas e inundadas adjacentes ao Canal São Gonçalo com uma série de imagens ERS-1/2 SAR e Envisat ASAR adquiridas entre 1992 e 2007**. (Dissertação de Mestrado). Programa de pós-graduação em geografia. Universidade Federal de Rio Grande (FURG), Rio Grande-RS, 2013.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIZ ROESSLER - FEPAM; UFRGS/FAURGS, Acordo de Cooperação Técnica FEPAM/FZBRS. MMA. **Caracterização dos Ativos Ambientais em Áreas Seleccionadas da Zona Costeira Brasileira**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal-Secretaria de Implementação de Políticas e Normas Ambientais - Programa Nacional do Meio Ambiente, 1998.

FRANTZ, D. S.; CARRARO, C. C.; VERDUM, R.; GARCIA, M. A. T. Caracterização de ambientes paludais da planície costeira do Rio Grande do Sul em imagens orbitais TM/Landsat 5. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO. 6. 1990. Manaus. **Anais...** INPE: São José dos Campos, 1990. Disponível em: <dpi.inpe.br/marte@80/2008/08.18.14.23>. Acesso em: 07 dez. 2015.

GIANUCA, K. S.; TAGLIANI, C. R. A. Análise em um Sistema de Informação Geográfica (SIG) das alterações na paisagem em ambientes adjacentes a plantios de pinus no Distrito do Estreito, município de São José do Norte, Brasil. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, v. 12, p.43-55, 2012.

GUASSELLI, L. A. **Dinâmica da vegetação no Banhado do Taim, RS**. 2005. 173 f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005. Disponível em: <<http://www.lume.ufrgs.br/handle/10183/6768>>. Acesso em: 02 mai. 2017.

HOLLAND, M. M.; RISSE, P. G.; NAIMAN, R. J. **Ecotones: the role of landscape boundaries in the management and restoration of changing environ-**

ment. New York: Chapman & Hall, 1991.

IRGANG, B. E.; GASTAL JÚNIOR, C. V. **Macrófitas aquáticas da planície costeira do RS**. Porto Alegre: CPGBotânica/UFRGS, 1996.

IRGANG, B. E.; PEDRALLI, G.; WAECHTER, J. I. Macrófitas aquáticas da Estação Ecológica do Taim. **Roessleria**, v. 6, p.395-404, 1984.

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F. Áreas Úmidas (AUs) Brasileiras: Avanços e Conquistas Recentes. **Boletim ABLimno**, v. 41, n. 2, p. 20-24, 2015.

KAFER, D. S. **Composição e distribuição das macrófitas aquáticas e sua relação com fatores abióticos em uma área úmida no sul do Brasil**. (Dissertação de Mestrado) Programa de Pós-Graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 2013.

KAFER, D. S.; COLARES, I. G.; HEFLER, S. M. Composição florística e fitossociologia de macrófitas aquáticas em um Banhado continental em Rio Grande, RS, Brasil. **Rodriguésia**, v. 62, n. 4, p. 835-846, 2011. Disponível em: <http://rodriguesia-seer.jbrj.gov.br/index.php/rodriguesia/article/view/277/131>. Acesso em: 09 mai. 2017.

KANDUS, P.; MINOTTI, P.; MALVÁREZ, A. I. Distribution of wetlands in Argentina estimated from soil charts m soil charts. **Acta Sci. Biol. Sci.**, v. 30, n. 4, p.403-409, 2008.

LUZ, C. L. **Percepção ambiental de uma comunidade escolar sobre os juncais da Lagoa Itapeva**. (Tese de doutorado) Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS, Porto alegre, 2012.

MACHADO, I. F. **Diversidade e conservação de anuros em Áreas Úmidas costeiras no sul do Brasil**. (Tese de Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Biologia. Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, 2011.

MAGALHÃES, T. L.; BORTOLUZZI, R. L. C.; MANTOVANI, A. Levantamento florístico em três áreas úmidas (Banhados) no Planalto de Santa Catarina, Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 11, n. 3, p. 269-279, 2013.

MELLER, J. **Mapeamento de áreas úmidas e banhados na microbacia**

do rio Amandáú, região noroeste do Rio Grande do Sul. (Dissertação de Mestrado em Geomática), Universidade Federal de Santa Maria-UFSM: Santa Maria, 2011.

MELLO, L.P. **Percepção da paisagem e conservação ambiental no Banhado Grande do Rio Gravataí (RS).** São Paulo: USP, 1998. 365f. Tese (Doutorado em Geografia) Departamento de Geografia, Universidade de São Paulo, 1998.

OLIVEIRA, M. Z.; VERONEZ, M. R.; THUM, A. B.; REINHARDT, A. O.; BARETTA, L.; VALLES, T. H. A.; ZARDO, D.; SILVEIRA, L. K. Delimitação de Áreas de Preservação Permanente: Um estudo de caso através de imagem de satélite de alta resolução associada a um sistema de informação geográfica (SIG). In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 8., 2007, Florianópolis. *Anais...* São José dos Campos: Inpe, 2007. p. 4119-4128.

RAMSAR. **Convenção de Ramsar sobre Zonas úmidas. Cuidar das zonas cuidar das zonas úmidas:** uma resposta para as alterações climáticas. 2010. Disponível em: http://www.ramsar.org/sites/default/files/wwd2010_portugal_leaflet.pdf. Acesso em: 13 mai. 2017.

RICARDO, B.; CAMPALINI, M. (Brasil). Instituto Socioambiental (Ed.). **Almanaque Brasil Socioambiental 2008.** 2007. Disponível em: <<https://www.socioambiental.org/sites/blog.socioambiental.org/files/publicacoes/10297.pdf>>. Acesso em: 01 mai. 2017.

RINGUELET, R. A. **Ecologia acuática continental.** Buenos Aires: Eudeba 1962. 138p.

RIO GRANDE DO SUL. Constituição (2015). Decreto nº 52.431, de 23 de junho de 2015. **Estabelece critérios que definem legalmente as características dos Banhados bem como especifica o enquadramento das peculiaridades do bioma pampa visando o preenchimento do CAR (cadastro Ambiental Rural).** Porto Alegre, RS.

SCHERER, R. S. **Urbanização na planície inundável do rio Gravataí, RS.** Dissertação (Mestrado) – Mestrado em Geografia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2014.

SCHWARZBOLD, A.; SCHÄFER, A. Gênese e morfologia das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul, Brasil. *Amazoniana*, v. 9, n. 1, p. 87-104, 1984.

SILVA, L. N. M. **Estrutura de uma turfeira de altitude no município de São José dos Ausentes, Brasil.** (Dissertação de Mestrado) Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS, Porto alegre, 2002.

SEVERO, A. C. M.; SPIRONELLO, R. L.; CENTENO DA SILVA, J. J. Análise integrada de áreas agrícolas, a partir da perspectiva geossistêmica: contribuição para gestão de conflitos ambientais. **Revista Geográfica de América Central**, v. 2, p. 1-13, 2011.

SPELLMEIER, J.; PÉRICO, E.; FREITAS, E. M. Composição florística de um Banhado no município de Estrela/Rio Grande do Sul. **Pesquisas (botânica)**, v. 60, p.367-381, 2009.

STAHNKE, L. F. As áreas úmidas (Banhados) são ecossistemas fundamentais à dinâmica hídrica dos rios? **Educação Ambiental em Ação**, vol. 46, 2013. Disponível em: <<http://revistaea.org/artigo.php?idartigo=1641>>. Acesso em: 13 mai. 2017.

TASSI, R. **Gerenciamento hidroambiental de terras úmidas.** (Tese de doutorado) Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS, Porto alegre, 2008.

VELASQUES, I. F. (Org.). FEPAM - Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler. **O Licenciamento ambiental no Estado do Rio Grande do Sul: conceitos jurídicos e documentos associados.** 2.ed. Porto Alegre: FEE.

1.2 Aspectos Jurídicos e Legislação

*Viviane Brenner
Daniela Bitencourt*

Introdução

A água é fonte de riquezas e conflitos, riqueza por ter sido transformada em uma mercadoria em escala internacional e conflitos porque sua distribuição natural não corresponde a sua distribuição política (RIBEIRO, 2008).

De acordo com Ribeiro (2008), verifica-se uma crise de governança em relação a gestão de conflitos e a necessidade de gerenciá-los de forma mais eficiente, englobando tanto a recuperação da sua qualidade e quantidade, como sua distribuição justa e equitativa.

O Plano Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), estabelecido pela Lei nº 9.433/97, é um dos instrumentos que orienta a gestão das águas no Brasil. O objetivo geral do plano é estabelecer um pacto nacional para a definição de diretrizes e políticas públicas voltadas para a melhoria da oferta de água, em quantidade e qualidade, gerenciando as demandas e considerando ser a água um elemento estruturante para a implementação das políticas setoriais, sob a ótica do desenvolvimento sustentável e da inclusão social. Os objetivos específicos visam assegurar,

“1) a melhoria das disponibilidades hídricas, superficiais e subterrâneas, em qualidade e quantidade;

2) a redução dos conflitos reais e potenciais de uso da água, bem como dos eventos hidrológicos críticos e 3) a percepção da conservação da água como valor socioambiental relevante” (BRASIL, 2013).

Segundo Tucci et al. (2003), conflitos são observados entre a água para abastecimento e a irrigação, em regiões críticas como o nordeste ou nas regiões de forte demanda agrícola do sul do Brasil.

A Constituição do Rio Grande do Sul de 1989, no seu Artigo 171, institui o Sistema Estadual de Recursos Hídricos. A Lei nº 10.350, de 30 de dezembro de 1994 regulamenta esse artigo, estabelecendo os objetivos dos princípios e diretrizes da política estadual de recursos hídricos, assim como define as instituições e os instrumentos de planejamento e de gestão (ANJOS, et al., 2001).

O Sistema Estadual de Recursos Hídricos está baseado na descentralização da ação do Estado, na participação comunitária através dos Comitês de Bacia, do apoio técnico do Estado, da articulação com o Sistema Nacional de Recursos Hídricos e na aceitação de que a água é um recurso natural finito e dotado de valor econômico. A instância máxima do Sistema Estadual de Recursos Hídricos é o Conselho de Recursos Hídricos do Rio Grande do Sul (CRH). Participam ainda do sistema, o Departamento de Recursos Hídricos, a Agência de Região Hidrográfica, a FEPAM e os Comitês de Gerenciamento de Bacia Hidrográfica (RIO GRANDE DO SUL, 2010).

De acordo com Brasil (2011), o Brasil possui um arcabouço legal significativo para a gestão de seus recursos hídricos, o qual é complementado por uma estrutura de gestão compartilhada para a gestão do uso da água, através dos comitês de bacia.

Segundo Pizella; Souza (2007) as diversas leis e normas ambientais e de recursos hídricos brasileiros consideram a proteção e a recuperação da qualidade ambiental como requisitos

indispensáveis para o desenvolvimento sustentável do país.

Entretanto, Moras Filho et al. (2014) ressaltam que a estratificação da legislação brasileira diversas vezes implica na existência de um sistema legislativo complexo e que, nem sempre, funciona de modo integrado, ocorrendo inúmeros conflitos normativos federativos que comprometem a efetividade da proteção ao meio ambiente.

Embora haja uma ampla legislação sobre o tema ambiental, nem sempre as condicionantes legais são respeitadas e, por vezes, o desrespeito se dá em razão da falta de clareza das próprias leis (ou das diferentes interpretações que a legislação faculta) (MONTEIRO, 2013).

Áreas Úmidas e a Legislação Brasileira

O Brasil desenvolveu e instalou uma forte estrutura política para a conservação do meio ambiente e da biodiversidade. No entanto, a infraestrutura e a capacidade instalada do país para executar a legislação e fiscalizar seu cumprimento requerem considerável vontade política e investimentos financeiros significativos para acompanhar os avanços das políticas (BRASIL, 2011).

A Constituição do Brasil de 1988 significou um importante marco para a transição democrática brasileira. O artigo 225 da constituição reflete ao Poder Público e a coletividade o dever de defender e preservar os recursos naturais garantindo o equilíbrio ecológico para a sociedade e para as premissas da sustentabilidade.

Deste modo, a sociedade e o poder público devem trabalhar juntos em uma democracia deliberativa, logo disposto que essa é uma responsabilidade compartilhada. Segundo o disposto na Constituição Federal de 1988,

“Art. 225. Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial a sadia qualidade de vida, impon-

do-se ao Poder Público e a coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações.

§ 1º - Para assegurar a efetividade desse direito, incumbe ao Poder Público: I- Preservar e restaurar os processos ecológicos essenciais e prover o manejo ecológico das espécies e ecossistemas; (...) Definir, em todas as unidades da Federação, espaços territoriais e seus componentes a serem especialmente protegidos, sendo a alteração e a supressão permitidas somente através de lei, vedada qualquer utilização que comprometa a integridade dos atributos que justifiquem sua proteção”.

O Capítulo VI da constituição, em seu art. 225, é bastante explícito quanto aos espaços naturais expressamente protegidos, e assegura uma proteção ampla de ambientes.

No entanto, o Brasil apesar de possuir uma estrutura bem desenvolvida de políticas ambientais aplicadas com abrangência em todos os ecossistemas brasileiros, não possui uma política específica para zonas úmidas, nos moldes preceituados pela Convenção Ramsar, em decorrência das especificidades e peculiaridades dessas áreas. Sabe-se, no entanto que a Constituição Federal não menciona de forma específica as zonas úmidas como áreas de proteção legal, mas incumbe este papel ao Poder Público (GUIMARÃES, 2014).

Em 1971, foi realizada no Irã a Convenção sobre as Zonas Úmidas de Importância Internacional, que ficou conhecida como Convenção de Ramsar. Esta convenção constituiu-se em um tratado intergovernamental – com tempo indeterminado – que estabelece marcos para ações nacionais e para a cooperação entre países com o objetivo de promover a conservação e o uso racional de zonas úmidas em todo o mundo. Essas ações foram fundamentadas no reconhecimento, pelos países signatários da Convenção, da importância ecológica e do valor social, econômico, cultural, científico e recreativo das áreas úmidas (MMA, 2015).

A Convenção de Ramsar, em vigor desde 1975, visa assim à conservação e o uso adequado de zonas úmidas como contribuição para o desenvolvimento sustentável (RAMSAR, 2013).

O Brasil em 24 de maio de 1993 depositou a Carta de Ratificação incorporando os termos da Convenção Ramsar. Após, o texto da convenção foi submetido ao Congresso Nacional por força do Art. 49 inciso I da Constituição Federal. O Congresso Nacional aprovou por meio do Decreto Legislativo Nº 33/1992 a convenção em sua integralidade. Em 1996 foi regulamentada a matéria através do Decreto Nº 1.905/1996, incorporando o texto da convenção ao ordenamento jurídico brasileiro. De acordo com Piedade et al. (2015), o Brasil passou, na condição de signatário, a se responsabilizar por fazer levantamentos de suas áreas úmidas, classificá-las e realizar estudos para o seu manejo e proteção.

Em um primeiro momento o texto da convenção demonstra a relação de interdependência existente entre o homem e o meio ambiente. Considerando que as funções ecológicas das áreas úmidas são de suma importância, em especial para manutenção do sistema hídrico, assim como habitat de aves aquáticas. De forma geral o objetivo da convenção é garantir a preservação desses habitats tão importantes para as diversas comunidades bióticas em nível internacional, sendo que a perda desses ecossistemas é irreparável (BRASIL, 1996). Piedade et al. (2015), afirmam que nesse conjunto de áreas úmidas são encontrados alguns dos ambientes mais produtivos e de maior diversidade biológica do planeta.

Adicionalmente, a Convenção de Ramsar define como limites das AUs a linha máxima das inundações. Segundo seu Art. 1, as zonas úmidas são áreas de pântano, charco, turfa ou água, natural ou artificial, permanente ou temporária, com água estagnada ou corrente, doce, salobra ou salgada, incluindo áreas de água marítima com menos de seis metros de profundidade na maré baixa (BRASIL, 1996).

Nos últimos vinte anos, o reconhecimento das áreas úmidas está principalmente associado à diversidade biológica que estes ecossistemas abrigam e os serviços ambientais que lhes são associados (GUIMARÃES, 2014).

No Brasil, as áreas úmidas ocorrem em todos os biomas, onde chegam a cobrir centenas de milhares de quilômetros quadrados, podendo ser divididas nas seguintes categorias: áreas alagáveis ao longo de grandes rios de diferente qualidade de água [águas brancas (várzeas), pretas e claras (igapós)], baixios ao longo de igarapés de terra firme, áreas alagáveis nos interflúvios (campos, campinas e campinaranas alagáveis, campos úmidos, veredas, campos de murunduns, brejos, florestas paludosas) e áreas úmidas do estuário (mangues, banhados e lagoas costeiras). Todos estes tipos de áreas úmidas devem receber tratamento específico na forma da lei, para absorver os avanços científicos e permitir o uso adequado desses ambientes (JUNK et al., 2011).

A adesão do Brasil a Convenção de Ramsar representou um passo grande na busca da proteção das áreas úmidas brasileiras de importância internacional. O governo Brasileiro demonstrou uma grande preocupação na conservação da fauna e da flora das zonas úmidas, possibilitando, assim, apoio internacional para o desenvolvimento do país e para a interação com outras nações. Propiciando o desenvolvimento ligado à qualidade de vida e ao uso racional das zonas úmidas, bem como, o apoio internacional em financiamentos de pesquisa e de reconhecimento da importância do Brasil no âmbito mundial (VIEIRA, 2008).

O Brasil por suas dimensões acolhe uma grande variedade de zonas úmidas importantes que são vulneráveis às atividades humanas (GUIMARÃES, 2014). Atualmente existe um total de vinte e cinco sítios Ramsar, distribuídos em 14 Estados: Região Norte: Amapá, Amazonas, Rondônia, Roraima e Tocantins; Região Nordeste: Bahia, Maranhão, Rio Grande do Norte; Região Sul: Rio Grande do Sul e Paraná; Região Sudeste: Minas Gerais,

São Paulo; Região Centro-Oeste: Mato Grosso, Mato Grosso do Sul. (MMA, 2018).

Esses sítios se sobrepõem a áreas de unidades de conservação e, portanto, os sítios Ramsar reforçam a necessidade de valorização dessas áreas (WETLANDS, 2013). De acordo com Guimarães (2014), o país ainda carece de mais incentivos e designação de novos sítios, visto que o Brasil possui vinte e seis estados brasileiros mais o Distrito Federal, porém somente quatorze estados contemplam áreas denominadas sítios Ramsar. Apesar disso, o país lidera como primeiro colocado do mundo, com a maior extensão de áreas tituladas pela Convenção de Ramsar. (MMA, 2018).

Existem muitas áreas as quais poderiam se enquadrar nesta categoria, tendo em vista a complexidade dos biomas nacionais e suas interligações principalmente em questões envolvendo os recursos hídricos.

Diante desse cenário, emerge uma nova problemática, o atual Código Florestal Brasileiro não abarcou adequadamente a temática das áreas úmidas, mesmo o Brasil sendo signatário da Convenção de Ramsar e a reconhecida importância ecológica dessas áreas.

Todavia, a legislação ambiental aborda ambientes fluviais, lacustres e recursos hídricos subterrâneos para fins diversos, como o industrial e o de tratamento de esgoto. Entretanto, não se aprofunda com clareza nas áreas úmidas, deixando uma lacuna tanto para o planejamento de futuras ações de manejo para cada área, quanto para definir um órgão responsável para exercer a fiscalização e controle sobre a sua preservação. Além disto, o Código Florestal não aborda em seu texto os sítios Ramsar brasileiros e tampouco define as tipologias de áreas úmidas.

Segundo Canestrini (2016), o Novo Código Florestal além de aumentar as possibilidades de intervenção e supressão de APP's em casos de utilidade pública (sistema viário em parcelamentos do solo aprovados pelos Municípios, gestão de resíduos,

construção de aterros sanitários, telecomunicações, radiodifusão, instalações necessárias à realização de competições esportivas estaduais, nacionais ou internacionais e interesse social, utilização da área para lazer, esporte), retirou a exigência da inexistência de alternativa técnica e locacional, sendo esta somente necessária nos casos similares a serem autorizados pelo Chefe do Poder Executivo Federal e não mais pelo CONAMA (consoante ao Art. 8º do Novo Código Florestal).

O Art. 4º, § 5º, do Novo Código Florestal permite o uso agrícola das várzeas. A Resolução CONAMA nº 425/10, Art. 2º, IV e parágrafo único previa a possibilidade de regularização de intervenção ou supressão de vegetação em APP, ocorridas até 24 de julho de 2006, para atividades sazonais de agricultura de vazante tradicional praticada por agricultores familiares e empreendedores familiares rurais (CANESTRINI, 2016).

Ainda de acordo com o autor, a Lei 12.651/12 entra em conflito com a Resolução CONAMA 425/10 que possui caráter mais restritivo, conforme destacado:

o Art. 1º da Resolução CONAMA 425/10 prevê a regularização das ocupações até 24 de Julho de 2006, ao passo que o Novo Código Florestal prevê até 22 de Julho de 2008;

o Art. 2º, IV, da Resolução CONAMA 425/10 permite a manutenção da agricultura de vazante tradicional, mas proíbe expressamente o uso de agrotóxicos, enquanto o Art. 4º, § 5º do Novo Código Florestal deixa de considerar as áreas de várzea como áreas protegidas permitindo o exercício de atividades agrícolas, sem considerar o impacto dessas atividades, mediante avaliação dos órgãos ambientais competentes, e não proíbe expressamente o uso de agrotóxicos; o Art. 3º da Resolução CONAMA 425/10 permite apenas a regularização de agricultor familiar e empreendedor familiar rural, conforme definição do Art. 3º da Lei 11.326/06.

Por fim, o Art. 2º, parágrafo único, da Resolução CONAMA 425/10 estabelece que a regularização de tais atividades deverá ser realizada de forma fundamentada pelo órgão ambiental competente, nos termos do Art. 4º do revogado Código Florestal, enquanto o Art. 4º, § 5º do novo Código Florestal não prevê qualquer tipo de controle dos órgãos ambientais (CANESTRINI, 2016).

De acordo com o disposto no Art. 4º, § 5º do novo Código Florestal,

“É admitido, para a pequena propriedade ou posse rural familiar, de que trata o inciso V do art. 3º desta Lei, o plantio de culturas temporárias e sazonais de vazante de ciclo curto na faixa de terra que fica exposta no período de vazante dos rios ou lagos, desde que não implique supressão de novas áreas de vegetação nativa, seja conservada a qualidade da água e do solo e seja protegida a fauna silvestre”.

Por outro lado, no Brasil há duas leis federais de relevância para analisar a temática envolvendo os recursos hídricos. O Decreto nº 24.643 de 1934 denominado de Código das Águas, que visa em especial regular o uso das águas públicas, as quais são de uso comum ou dominical². E a Lei nº 9.433 de 1997, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e possui em um dos seus instrumentos, denominado Plano Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), um conjunto de ações para efetivação da gestão de recursos hídricos no Brasil.

Existem alguns programas derivados do PNRH que abordam com mais detalhes as áreas úmidas, como é o caso do Programa IX (Gestão de Recursos Hídricos Integrada ao Gerenciamento Costeiro, incluindo as Áreas Úmidas) e o Programa XI (Conservação das Águas do Pantanal, em especial suas Áreas

² Art. 6º do Código das águas define que, são públicas dominicais todas as águas situadas em terrenos que também o sejam, quando as mesmas não forem do domínio público de uso comum, ou não forem comuns (Decreto 24.643/1934).

Úmidas). Porém esses programas focam principalmente no planejamento e gestão relacionados às AUs das áreas costeiras e do Pantanal, não incluindo outros tipos de áreas úmidas existentes no país (PIEDADE et al., 2015).

Para suprir algumas lacunas com relação às áreas úmidas, Piedade et al. (2015) definiram algumas prioridades,

- (1) identificar, atualizar e mapear as AUs do Brasil;
- (2) elaborar e implementar projetos de conservação nas bacias hidrográficas com AUs;
- (3) adotar ações do Centro de Saberes e Cuidados Socioambientais da Bacia do Prata e do Instituto Nacional de Áreas Úmidas, como referência na elaboração de estudos e pesquisa;
- (4) elaborar e implementar política de áreas úmidas;
- (5) desenvolver estudos sobre áreas úmidas e normatização do uso e da ocupação das AUs interiores;
- (6) mapear e monitorar empreendimentos em áreas costeiras e úmidas;
- (7) reavaliar o mecanismo de gestão das AUs e integrá-las ao Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos;
- (8) propor adequação das legislações estaduais às especificidades dos biomas caatinga e cerrado, zona estuarina e áreas úmidas.

Nesse sentido, existe ainda uma incerteza sobre o futuro das áreas úmidas no país, sendo que Piedade et al. (2017), apontam ao analisar os biomas brasileiros, que se verificam diversas lacunas na legislação. Esse fato pode ocasionar vários problemas. Essa crítica torna-se mais evidente, ao retomarmos a análise do texto do Novo Código Florestal, o qual somente apresenta um tópico geral que aborda a conservação de áreas úmidas como áreas de proteção permanente, disposto no seu Art. 6º, inciso IX, com a seguinte redação: “proteger áreas úmidas, especialmente as de importância internacional”.

Segundo Junk; Piedade (2015) deve-se considerar a classificação das AUs brasileiras e de seus macrohabitats, com base nas

diferentes definições apresentadas ao Ministério do Meio Ambiente (MMA) em conjunto com cientistas do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INAU) e do Comitê Nacional de Zonas úmidas (CNZU), que culminaram com a seguinte recomendação:

“Recomenda ao Conselho Nacional de Recursos Hídricos – CNRH que aprecie a seguinte proposta de conceito de recursos hídricos. [...]. Aqui foi citada pelo CNZU a definição do consórcio, incluindo todos os tipos de AUs. Recomenda aos órgãos, entidades e colegiados relacionados à formulação de políticas e legislação e a conservação de áreas úmidas brasileiras que: 1. Adotem a definição das AUs e o seu delineamento; 2. Adotem o sistema de classificação de AUs Brasileiras”.

Segundo Irigaray (2014), no ordenamento infraconstitucional a norma geral que disciplinava, ainda que parcialmente, as áreas úmidas, estava contida no Código Florestal que as considerava áreas de preservação permanente, portanto submetidas a um regime jurídico de interesse público com imposição de preservação integral e permanente da flora, e vedada sua supressão. Embora não houvesse, na citada norma, a expressa referência a essas áreas, a mesma estabelecia a chamada APP ciliar como a faixa marginal ao longo dos rios ou de qualquer curso d'água desde o seu nível mais alto.

Entretanto, esse fato mudou com sua supressão e substituição pela redação em vigor do Art. 4º da Lei 12.651/2012, que define a APP ciliar como a faixa marginal ao longo de qualquer curso d'água desde a borda da calha do leito regular, o que exclui dessa proteção às áreas periodicamente alagáveis. Portanto, segundo Piedade et al. (2017), se o leito do rio for definido conforme a redação atual constante do Novo Código Florestal (leito regular: a calha por onde correm regularmente as águas do

curso d'água durante o ano), essas áreas ficarão perigosamente desprotegidas.

Ao ponto de aprofundar o diálogo sobre a temática, verifica-se que conforme o Art. 24, inciso VI da Constituição Federal é de competência comum da União e dos Estados legislar sobre matérias de cunho ambiental. Nesse sentido, analisa-se o Código Estadual do Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul, Lei nº 11.520 de 2000, o qual dispõe sobre áreas úmidas, citadas como “banhados”. No Código Estadual essas áreas são consideradas de especial proteção, conforme o Art. 51 § VII, e definidas APP's, conforme o Art. 155 da referida Lei.

No estado do Rio Grande do Sul, muitas áreas de banhados remanescentes do bioma Pampa pertencem a Unidades de Conservação. É o caso da Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande (APABG), da Estação Ecológica do Banhado do Taim (ESEC Taim) e da Reserva Biológica (REBIO) do banhado São Donato. Pelo fato dessas áreas serem enquadradas como unidades de conservação, a lei que rege seu manejo e conservação é a do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) – Lei 9.985 de 2000 para as UCs da união, e a lei nº 53.037 de 2016 do Sistema Estadual de Unidades de Conservação (SEUC) para as UCs estaduais.

Área de Proteção Ambiental Banhado Grande

A Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande (APABG) foi criada através do Decreto Nº 38.971 de 1998, visando à conservação e o uso sustentável dos recursos naturais. A APABG compreende os municípios de Glorinha, Gravataí, Santo Antônio da Patrulha e Viamão. Essa unidade de conservação encontra-se na categoria APA, sendo uma área que, segundo a Lei 9.985 de 2000 (SNUC), tem como objetivos compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável de parcela dos seus recursos naturais.

Além disso, segundo a Lei do SNUC, perante a avaliação e comprometimento com essas áreas, essa lei se torna superior à Legislação Ambiental em âmbito Federal, Estadual e Municipal. Observando, conforme a Lei 9.985 de 2000, que em cada unidade deve ser elaborado um Plano de Manejo:

“documento técnico mediante o qual, com fundamento nos objetivos gerais de uma unidade de conservação, se estabelece o seu zoneamento e as normas que devem presidir o uso da área e o manejo dos recursos naturais, inclusive a implantação das estruturas físicas necessárias à gestão da unidade”.

A APA do Banhado Grande possui algumas dificuldades em seu planejamento, organização e fiscalização devido ao fato de não possuir um Plano de Manejo implementado que defina o zoneamento para atividades econômicas e conservação. Sendo assim, para facilitar a gestão da UC, as leis referentes a áreas de preservação permanente, nos âmbitos federal, estadual e municipal são analisadas para as áreas de banhado e áreas próximas ao rio Gravataí.

Contudo, sem um Plano de Manejo o diálogo entre essas leis e sua aplicabilidade acaba se confundindo, pois há mecanismos legais que permitem exceções ao uso e se sobrepõem as demais normas jurídicas. Como exemplo do Art. 15, § 2º da Lei do SNUC, respeitados os limites constitucionais podem ser estabelecidas normas e restrições para a utilização de uma propriedade privada localizada em uma Área de Proteção Ambiental.

No interior da área da APABG há também uma Unidade de Conservação de Proteção Integral, o Refúgio de Vida Silvestre do Banhado dos Pachecos (RVSBP). Seu objetivo, de acordo com o SNUC, constitui-se em preservar a natureza, sendo admitido apenas o uso indireto dos seus recursos naturais, com exceção dos casos previstos nesta lei. A categoria Refúgio de Vida Silvestre, de acordo com o Art. 13, § 1, 2 e 3, pressupõe que:

“§ 1º [...] pode ser constituído por áreas particulares, desde que seja possível compatibilizar os objetivos da unidade com a utilização da terra e dos recursos naturais do local pelos proprietários; § 2º Havendo incompatibilidade entre os objetivos da área e as atividades privadas ou não havendo aquiescência do proprietário às condições propostas pelo órgão responsável pela administração da unidade para a coexistência do Refúgio de Vida Silvestre com o uso da propriedade, a área deve ser desapropriada, de acordo com o que dispõe a lei; § 3º A visitação pública está sujeita às normas e restrições estabelecidas no Plano de Manejo da unidade, às normas estabelecidas pelo órgão responsável por sua administração, e àquelas previstas em regulamento”.

Assim como ocorre com a APA do Banhado Grande, a falta de um Plano de Manejo no RVS do Banhado dos Pachecos também gera conflitos em sua gestão e planejamento.

Em 2014, chegou a ser firmado um acordo entre o Estado e a Fundação Estadual de Proteção Ambiental (FEPAM) para apurar as causas e omissões do Poder Público na não efetivação à implantação, manutenção e gestão da Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande e do Refúgio da Vida Silvestre Banhado dos Pachecos. Determinando legalmente a elaboração do Plano de Manejo para ambos e proibindo a concessão de autorização para instalação de empreendimentos, obras ou atividades que causem potencial degradação ambiental no interior da área ou no seu entorno, até o limite de 10 km (MP/RS, 2014).

Usos da Água na APA do Banhado Grande e Conflitos Sociais - do Licenciamento a Conservação Ambiental

Os recursos hídricos da APA do Banhado Grande são gerenciados, conforme predisposto no Sistema Nacional de Geren-

ciamento de Recursos Hídricos, pelo Conselho Deliberativo da APA e pelo Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio Gravataí respeitando a base da Lei nº 9.433 de 1997, que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. Bem como a Lei nº 10.350 de 1994, que institui o Sistema Estadual de Recursos Hídricos e sua Resolução Nº 91 de 2011, que dispensa o uso de outorga para alguns tipos de usos referentes às águas do estado do Rio Grande do Sul.

Os usos de água que mais influenciam na bacia do Gravataí e na APABG são, principalmente, a irrigação de arroz, a dessedentação animal e o abastecimento de água pública. Esses usos são consultivos, ou seja, resultam de água retirada da bacia hidrográfica, causando por consequência, diminuição da disponibilidade hídrica à jusante do rio (RIO GRANDE DO SUL, 2011).

O uso da água para irrigação do arroz, principal uso na área de conectividade entre os banhados e na maior porção da APA, deve passar por um processo de outorga de direito do uso da água, como disposto na Lei Nº 10.350 de 1994. Segundo a Lei 10.350 de 1994, mesma que instituiu o Sistema Estadual de Recursos Hídricos, a outorga de direito de uso da água é um instrumento de gestão dos recursos hídricos que o Poder Público se utiliza para autorizar, conceder ou permitir aos usuários a utilização desse bem público.

Segundo a Lei nº 2.434 de 1954, no processo de outorga para a irrigação, deve-se obter a Licença Ambiental para a construção de barragens e apresentar um projeto avaliado sob o ponto de vista construtivo, hidrológico e de estabilidade da obra.

Há uma área de conectividade entre as duas UCs (APABG e Refúgio da Vida Silvestre Banhado dos Pachecos) que se constitui uma planície de inundação e abrange a ligação do rio Gravataí com as duas áreas de banhado, consideradas APP's (SIMIONI, 2017). Considerando a falta do Plano de Manejo da APA, essa área de banhado e seu entorno ficam sujeitas a possibilidades de realização de outorga para o procedimento de irrigação. Além

disso, as lavouras de arroz mais antigas localizadas nessas áreas de APP, ou próximas, ficam liberadas para continuar a exercer o cultivo.

Na BHRG e consequentemente na APABG, a disponibilidade de água durante o verão é limitada, na sua quantidade, como consequência das precipitações moderadas, altas taxas de evaporação, elevada demanda de água para irrigação do arroz e aumento da demanda para abastecimento doméstico e industrial; e na sua qualidade, pelo fato de que a quantidade de água remanescente resulta insuficiente para diluir a carga de poluentes transportada, derivada da atividade agropecuária, entre outras. (IPH; CPRM, 2002).

Além disso, segundo Belloli (2016) a ampliação das áreas de cultivo gerou, consequentemente, o aumento da demanda de água para irrigação, e consequentemente o número de reservatórios de água, como barragens e açudes, também aumentou na bacia. Os reservatórios têm o objetivo de armazenar a água e utilizá-la durante os meses de estiagens para a irrigação da rizicultura, prática amplamente utilizada pelos rizicultores no Rio Grande do Sul.

Tratando-se dessas áreas de conflitos jurídicos, sendo estas, ao mesmo tempo Áreas de Preservação Permanente, o Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do rio Gravataí (RIO GRANDE DO SUL, 2011) visa como meta à identificação de áreas degradadas em APP, e propõe estratégias para recuperação destas áreas, atuando junto aos proprietários rurais. De acordo com a o Novo Código Florestal em seu art. 3º, §2º, área de Preservação Permanente é definida por:

“área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas” (BRASIL, 2012).

Consoante a essas definições, uma APP de um rio e seus afluentes, pode abranger uma área que se enquadra em mais de um município ou mais de um estado, ou seja, territórios distintos para o gerenciamento legal. Predominando nestes casos, portanto, na ordem de maior abrangência as legislações Estaduais e Federais.

Áreas de Banhados e Planícies de Inundação: Legislação Ambiental

Tendo em vista o fato da APABG não possuir Plano de Manejo, a legislação ambiental do Estado do Rio Grande do Sul e a Resolução do CONSEMA (Conselho Estadual do Meio Ambiente), nº 288 de 2014 são as principais ferramentas de subsídio para gestão e fiscalização das atividades exercidas no interior da APABG.

No caso da legislação ambiental Federal, base para legislação ambiental Estadual, as Áreas de Preservação Permanentes consideradas como nascentes a exemplo dos banhados ao sudeste da bacia do rio Gravataí, devem ser intocados num raio mínimo de 50 metros. Além disso, as áreas úmidas são citadas como de grande importância para conservação ambiental. Para complementar, faixas marginais de qualquer curso d'água natural perene e intermitente, excluídos os efêmeros, desde a borda da calha do leito regular, de acordo com a Lei 12.651 de 2012, deve-se conservar largura mínima de:

- “a) 30 (trinta) metros, para os cursos d'água de menos de 10 (dez) metros de largura; b) 50 (cinquenta) metros, para os cursos d'água que tenham de 10 (dez) a 50 (cinquenta) metros de largura; c) 100 (cem) metros, para os cursos d'água que tenham de 50 (cinquenta) a 200 (duzentos) metros de largura; d) 200 (duzentos) metros, para os cursos d'água que

tenham de 200 (duzentos) a 600 (seiscentos) metros de largura; e) 500 (quinhentos) metros, para os cursos d'água que tenham largura superior a 600 (seiscentos) metros" (BRASIL, 2012).

Ainda segundo esta lei, as APP's devem ser mantidas pelo proprietário da área, possuidor ou ocupante a qualquer título, pessoa física ou jurídica, de direito público ou privado (art. 7º, § 1). Entretanto, na Lei Estadual 11.520 de 2000 (Art. 155, § 2º) define-se que no caso de degradação de Área de Preservação Permanente, poderá ser realizado o manejo visando a sua recuperação com espécies nativas, segundo projeto técnico aprovado pelo órgão competente. Percebe-se que na lei Estadual existem contradições que abrem precedentes, o que pode dificultar a conservação das APP's.

Levando-se em conta que a área em questão é uma Unidade de Conservação Estadual, no Art. 49 do Código Estadual de Unidades de Conservação (Lei nº 11.520 de 2000) determina-se que é proibido qualquer atividade ou empreendimento, público ou privado, que danifique ou altere direta ou indiretamente a flora, a fauna, a paisagem natural, os valores culturais e os ecossistemas, salvo aquelas definidas para cada categoria de manejo.

Entretanto, esta lei entra em conflito com a Portaria da Secretaria Estadual do Meio Ambiente (SEMA), nº 84 de 2015, que estabelece regras relativas à manifestação em Licenciamento Ambiental na Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande, e dá outras providências, no parágrafo único em que afirma:

"No caso de licenciamento de empreendimento e atividades com intervenção em Área de Preservação Permanente - APP, no interior da Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande, mesmo que enquadrados nas exceções citadas no art. 1º, deverão ter a Autorização para Licenciamento específica, emitida pelo órgão gestor Unidade de Conservação" (SEMA, 2015).

Neste parágrafo único, abrem-se precedentes para a realização de atividades de baixo impacto em Áreas de Preservação Permanente na área da APA do Banhado Grande, visto que a portaria foi criada cinco anos após a atualização do código estadual do meio ambiente e um ano após a ordem judicial que impede a instalação de empreendimentos, obras ou atividades que causem potencial degradação ambiental no interior da área ou no seu entorno, conforme o Ministério Público (2014).

Dessa forma, ao analisarmos as ferramentas jurídicas para subsidiar a proteção e conservação dos ambientes de relevante interesse ecológico, como as áreas úmidas e APP's, nos deparamos com controvérsias legais. Manobras realizadas pelos entes que deveriam garantir essa conservação, o Estado, visando favorecer o uso e a exploração dessas áreas por interesses diversos.

Os conflitos da gestão hídrica, como apontado por Ribeiro (2008) tem alcançado um nível muito maior do que o previsto, não ficando mais restrito ao uso e qualidade da água, mas também aos ecossistemas em todos seus níveis afetando não apenas a fauna e flora como ainda os serviços ecossistêmicos desses ambientes e a bacia hidrográfica como um todo.

Recomendações de mudanças a serem incorporadas

Para garantir a devida conservação das áreas úmidas, faz-se necessário uma proteção jurídica efetiva para esses ecossistemas, não apenas como forma de preservar um patrimônio ecológico, mas também o de assegurar sua utilização sustentável pela população atual e futura.

Existem diversos problemas e desafios para a conservação das áreas úmidas no Rio Grande do Sul. Alguns desses desafios poderiam ser enfrentados com as diversas leis que abrangem essas áreas, como é o caso da legislação estadual e a lei do SNUC para a APA do Banhado Grande. Todavia, merece ser registrado

que os precedentes abertos, como no caso da Portaria Estadual nº 84 de 2015, ocorridos recentemente demonstram que os interesses econômicos estão articulados para reduzir, ainda mais, a tutela jurídica desses espaços complexos que são as áreas úmidas.

Com base nas indicações de Piedade et al. (2017), para as áreas úmidas brasileiras, inclusive para os banhados, devem ser considerados:

“1. Incluir, além do conceito de “áreas úmidas”, suas diferentes categorias, de forma hierárquica explicitamente no texto do Código Florestal; 2. Manter a redação do Código Florestal de 1965 (BRASIL, 1965) no que diz respeito à medida de leito do rio, que deve considerar a margem superior de expansão da cheia, ou a média das cheias máximas dos últimos 5-10 anos, em concordância com a Constituição Brasileira; 3. Os usos potenciais de APP em áreas úmidas, além de merecerem legislação pertinente no Código Florestal, deverão ter legislação específica também em outras instâncias federais, dada sua relevância, especificidade, multiplicidade socioambiental, de tipologias, de serviços ambientais e de biodiversidade. O aproveitamento e manejo destas áreas úmidas deverão ser baseados na classificação de seus habitats em um sistema hierárquico considerando clima, hidrológica, química e física da água e dos solos e da vegetação superior, e de espécies da fauna endêmicas ou protegidas pela legislação pertinente brasileira” (PIEADADE et al., 2015).

Nesse sentido para Serafini (2007)

“a ocorrência de conflitos jurídicos, sociais e econômicos na implementação nesta proteção, em especial com relação às demandas econômico-espaciais e os direitos dos povos que tradicionalmente necessitam das áreas úmidas para a reprodução física e cultural de seus modos de vida. Assim há necessi-

dade de uma maior compreensão da proteção das áreas úmidas no contexto jurídico atual, para o fim de que, a partir deste entendimento, seja possível sua proteção e conservação para as atuais e futuras gerações”.

Referências

BRASIL, Lei Federal (1965). **Código Florestal**, Nº 4.771, Congresso Federal, 1965. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L4771.htm>. Acesso em: 02 out. 2017.

BRASIL, Decreto Federal (1996). **Convenção de Ramsar**, Nº 1.905, Congresso Federal, 1996. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1996/D1905.htm>. Acesso em: 24 dez. 2015.

BRASIL, Lei Federal (1997). **Política Nacional de Recursos Hídricos**, Nº 9.433, Congresso Federal, 1997. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9433.htm>. Acesso em: 29 ago. 2017.

BRASIL, Lei Federal (2000). **SNUC**, Nº 9.985, Congresso Federal, 2000. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9985.htm>. Acesso em: 24 dez. 2015.

BRASIL, Lei Federal (2012). **Código Florestal**, Nº 12.651, Congresso Federal, 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm>. Acesso em: 24 dez. 2015.

CONSEMA, Resolução (2014). Impactos em Âmbitos Locais, Nº 288, CONSEMA, 2014. Disponível em: <http://www.famurs.com.br/arq_upload/20141209134431_Resolu%C3%A7%C3%A3o%20Consema%20288-2014.pdf>. Acesso em: 29 ago. 2017.

CUNHA, C. N.; PIEDADE, M. T. F.; JUNK, W. J. **Classificação e Delimitação das Áreas Úmidas Brasileiras e seus Macrohabitats**. Cuiabá: Editora Edufmt, 2015. 165p.

MITSCH, W. J; GOSSELINK, J. G. **Wetlands**. 5ª edição. New Jersey: Wiley, 2015. 75p.

FRAGOSO JR, C. R.; NEVES, M. G. F. P. das. **Regularização de vazões**. Ctec/UFAL, 2015. Disponível em: <http://docslide.com.br/documents/hidrologia-carlos-ruberto-fragoso-jrhttpwwwctecufalbrprofessorcrfj->

-marllus-gustavo-ferreira-passos-das-neveshttpwwwctecufalbrprofes-sormgn.html. Acesso em: 20 mai. 2016.

GUASSELLI, L. A.; ETCHELAR, C. B.; BELLOLI, T. F. Os impactos do cultivo de arroz irrigado sobre as áreas úmidas da Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande do rio Gravataí – RS. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Foz do Iguaçu. **Anais...** p. 447-452, 2013.

IGARAY, C. T. J. H. Áreas Úmidas Especialmente “Des” Protegidas no Direito Brasileiro: O Caso do Pantanal Mato-Grossense e os Desafios e Perspectivas para sua Conservação. In: III Congresso Amazônico de Desenvolvimento Sustentável, Cuiabá. **Anais...** Nº 34, v. 17 p. 204-225, 2014.

INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS – IPH, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. **Identificação das alternativas possíveis e prováveis para regularização da vazão do rio Gravataí-RS.** Porto Alegre-RS: CPRM, 2002.

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F. **Áreas Úmidas Brasileiras:** Avanços e Conquistas Recentes. Boletim da Associação Brasileira de Limnologia, v. 42, nº 2, 2015, p. 20-24.

MENEGHETTI, J. O. Lagunas uruguayas y sur de Brasil. In: Cavenari P, Davidson I, Blanco D, Castro G, Bucher E (eds). Los humedales de America del Sur, una agenda para la conservación de La biodiversidade y políticas de desarrollo. Wetlands International, Buenos Aires, 1998.

Ministério Público do Rio Grande do Sul. **MP, Estado e Fepam firmam acordo para preservação da APA Banhado Grande.** 2014. Disponível em: < <http://www.mprs.mp.br/noticias/36670/>>. Acesso em: 02 out. 2017.

MMA. **Convenção de Ramsar.** 2015. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiversidade-aquatica/zonas-umidas-convencao-de-ramsar>>. Acesso em: 24 dez. 2015.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. Brasil lidera proteção de áreas úmidas. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/index.php/comunicacao/agencia-informma?view=blog&id=2893>>. Acesso em: 21 de mar de 2018.

PIEADADE, M. T. F.; JUNK, W. J.; SOUSA JR. P. T.; CUNHA, C. N.; SCHÖNGART, J.; WITTMANN, F.; CANDOTTI, E.; GIRARD, P. **As Áreas Úmidas no Âmbito do Código Florestal Brasileiro.** Comitê Brasil em Defesa das Florestas e do Desenvolvimento Sustentável. 2017. Disponível em: <http://ib.usp.br/zoologia/seminarios/Seminarios-USP/Curso_

BIZ5755_(2015)_files/codigo_florestal_e_a_ciencia_o_que_nossos_legisladores_ainda_precisam_saber_Comite_Brasil_2012.pdf>. Acesso em: 02 out. 2017.

PRINGLE, C. M. What is hydrologic connectivity and why is it ecologically important. *Hydrologic Processes*, v. 17, n. 13, p. 2685–2689, 2001.

RAMSAR. **The List of Wetlands of International Importance**. 2015. Disponível em: <<http://www.ramsar.org/sites-countries/the-ramsar-sites>>. Acesso em: 24 dez. 2015.

RIO GRANDE DO SUL, Lei Estadual (1954). **Licenciamento para Barragens**, Nº 2.434, Assembleia Legislativa, 1954. Disponível em: <http://www.al.rs.gov.br/legis/M010/M0100099.ASP?Hid_Tipo=TEXTO&Hid_TodasNormas=50682&hTexto=&Hid_IDNorma=50682>. Acesso em 29 ago. 2017.

RIO GRANDE DO SUL, Lei Estadual (1994). **Sistema Estadual de Recursos Hídricos**, Nº 10.350, Assembleia Legislativa, 1994. Disponível em: <<http://www.al.rs.gov.br/filerepository/repLegis/arquivos/10.350.pdf>>. Acesso em: 29 ago. 2017.

RIO GRANDE DO SUL, Decreto Estadual (1998). **Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande**, Nº 38.721, Assembleia Legislativa, 1998.

RIO GRANDE DO SUL, Lei Estadual (2000). **Código Estadual do Meio Ambiente**, Nº 11.520, Assembléia Legislativa, 2000. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Lei/2000/lei_11520_2000_instituicodigoestadualmeioambiente_rs_regulamentada_dec_46519_2009.pdf>. Acesso em: 29 ago. 2017.

RIO GRANDE DO SUL. Departamento de Recursos Hídricos da Secretaria de Estado do Meio Ambiente – DRH/SEMA. **Plano de Recursos Hídricos da bacia hidrográfica do rio Gravataí**. Porto Alegre: Bourscheid, 2011. 582 p.

SEMA - Secretaria do Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. **Portaria 2015. Regras relativas à manifestação em Licenciamento Ambiental na Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande, e dá outras providências**, Nº 84,

SEMA - Secretaria do Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. 2015. Disponível em: <<https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=286929>>. Acesso em: 29 ago. 2017.

SAMIZAVA, T. M. **Sig e sensoriamento remoto aplicado ao estudo dos**

processos de cobertura vegetal na planície fluvial do alto campus de Presidente Prudente. (Dissertação). UNESP: Presidente Prudente, 2009.

SERAFINI, L. Z. Proteção jurídica das áreas úmidas e os direitos socioambientais. 2007. Dissertação de Mestrado, Centro de Ciências Jurídica e Sociais, Programa de Pós-Graduação em Direito, Pontifícia Universidade Católica do Paraná. 2007.

SIMIONI, J. P. D. **Pulsos de Inundação e Conectividade em Áreas Úmidas, Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande – RS** (Dissertação). UFRGS, Porto Alegre, 2017.

1.3 Conectividade em Áreas Úmidas

João Paulo Delapasse Simioni

Introdução

A conectividade em Áreas Úmidas (AUs) é responsável pelas interações, laterais, longitudinais e/ou verticais, entre o rio, sua planície de inundação e outros compartimentos inundáveis. Em períodos de inundação o extravasamento lateral dos rios permite a troca de sedimentos, organismos e sedimentos, tornando as AUs ambientes de alta produtividade primária e secundária.

Em linhas gerais, o termo conectividade pode ser empregado para abordar tudo que está conectado ou interligado, quer seja uma rede, um sistema, uma autoestrada. Na ecologia de paisagem (EP), o termo refere-se à “capacidade que duas comunidades têm de se ligarem entre si. Esta ligação permite, por exemplo, a circulação de espécies entre os vários habitats” (ALMEIDA, 2017).

Para fins de mapeamento e classificação, Junk; Piedade (2015) sugerem que a extensão de uma AU é determinada pelo “limite da influência das inundações médias máximas, incluindo-se aí, se existentes, áreas permanentemente secas em seu interior”. Ou seja, os limites de uma AU podem ser definidos com base nas cotas médias máximas de inundação, as quais, variam espacialmente de pequenos charcos até grandes planícies inundáveis. Já, do ponto de vista temporal, uma AU pode permanecer

inundada, seca ou com ambos aspectos ao longo do ano, sendo regulada pelos pulsos de inundação (JUNK et al., 1989).

De acordo com Medina; Vieira (2007) a conectividade pode ser reconhecida como “o inverso da fragmentação”, sendo entendida como um elemento vital da paisagem (FAHRIG; PALOHEIMO, 1988; MEDINA; VIEIRA, 2007). Assim, a conectividade passa a assumir um papel importante na restauração de habitats.

Desde o início da década de 1980, a ecologia fluvial passou a incorporar em seus estudos as interações entre os rios, Áreas Úmidas e outras águas superficiais, a partir de uma análise integrada da paisagem. A conectividade passou a ser tema frequente de estudos envolvendo ecossistemas aquáticos. Inicialmente, o Conceito de Rio Contínuo (VANNOTE et al., 1980), considerou todo o comprimento do rio, da nascente a foz, como um gradiente hidrológico contínuo de condições ambientais e funções ecológicas (US-EPA, 2015).

Vannote et al. (1980) dividiram os gradientes fluviais em três classes: i) rios de cabeceiras; ii) rios de tamanho médio; iii) grandes rios. Os rios de cabeceiras são, muitas vezes, influenciados pela vegetação ribeirinha que reduz a produção autotrófica devido ao sombreamento e contribui com grandes quantidades de detritos alóctones. Este fato faz com que o sombreamento seja responsável pelas mudanças graduais de heterotrófico para autotrófico. Salientam ainda, que a matéria que entra próxima das cabeceiras do gradiente fluvial e que não é processada no local, é transportada para jusante e, utilizada pelas comunidades ao longo do rio, de forma que a dinâmica do sistema como um todo permaneça em equilíbrio.

Baseando-se no conceito de rio Contínuo, Ward e Stanford (1983) formularam o conceito de Descontinuidade Serial para analisar como barragens e represamentos perturbam os padrões longitudinais dos fluxos d'água. Avaliaram que ocorrem mudanças tanto à montante, quanto à jusante, nos processos bióticos e abióticos, sendo que a direção e a extensão do deslocamento

dependem da variável de interesse em relação à posição do represamento ao longo do Contínuo Fluvial (SILVA, 2012).

Salienta-se, entretanto, que ambos os conceitos, Rio Contínuo e Descontinuidade Serial, se referem à dinâmica e perturbações no âmbito longitudinal do rio. Nesse sentido, o conceito de Pulso de Inundação, proposto por Junk et al. (1989), talvez seja mais abrangente pois enfatiza a ligação entre o canal do rio e sua planície de inundação. Silva (2012) salienta que os pulsos de inundação são responsáveis pela existência, produtividade e interações da biota em sistemas lóticos de planícies de inundação, sendo o fator-chave que origina e determina a produtividade e o fluxo de energia desses sistemas (VIANA, 2007).

Os pulsos de inundação são

“a força motriz que modula as mudanças anuais das variáveis bióticas e abióticas que ocorrem no canal principal e em todos os corpos d’água associados à planície inundável. A alta complexidade geomorfológica nestes sistemas (que por sua vez, origina uma alta heterogeneidade de habitats), a alta produtividade biológica e a importante biodiversidade são mantidos ao longo do tempo graças à ação das inundações periódicas. (JUNK et al., 1989)”.

Reconhecendo a importância dos pulsos de inundação, Ward (1989) desenvolveu a Teoria das Quatro Dimensões em Ecossistemas Lóticos (WARD, 1989), onde, segundo ele, os ecossistemas lóticos possuem as dimensões: longitudinais, laterais e verticais, os quais se modificam ao longo do tempo (quarta dimensão) (SILVA, 2012). Assim, a manutenção da conectividade entre os elementos da paisagem permite o transporte de água e sedimentos nos sentidos longitudinal, lateral e vertical, durante um período de tempo determinado pela intensidade das inundações (WARD et al., 2002).

Em um resgate teórico sobre os tipos de conectividade, Duarte (2015) destaca que Bracken; Croke (2007), classificam a

conectividade em bacias hidrográficas em três tipos principais: i) conectividade da paisagem; ii) conectividade hidrológica; iii) conectividade sedimentológica.

Fundamentada nesses conceitos, a conectividade passa então a ser abordada sob diferentes perspectivas no estudo, classificação e delineamento de AUs. Diante disto, este capítulo tem como objetivo apresentar estudos e abordagens conceituais acerca dos diferentes tipos de conectividade em Áreas Úmidas (ecológica; da paisagem; hidrológica; sedimentológica).

Conectividade ecológica

A conectividade ecológica (WARD; STANFORD, 1995) surgiu apoiada em conceitos que abordam as interações entre o rio e sua planície inundável. Ward; Stanford (1995) definem conectividade ecológica como “uma série de interações entre diferentes corpos de água e entre sistemas aquáticos e riparianos. Tais interações incluem os movimentos de água, dos sedimentos, nutrientes, detritos e organismos vivos” (ROCHA, 2011a). Ao proporem o conceito de conectividade ecológica, sugerem que a conectividade, a heterogeneidade de habitats e a alta presença da biodiversidade nos ecossistemas fluviais, são mantidas pela perturbação natural (ou seja, pelos pulsos de inundação).

A fim de reconhecer as diferenças ecológicas entre os organismos aquáticos da planície de inundação, com base em atributos como a conectividade, a trajetória de sucessão e da comunidade estrutural, Ward; Stanford (1995) realizaram um estudo sob a perspectiva de ecossistemas de rios aluviais.

A partir deste estudo, segundo esses autores, as planícies aluviais apresentam uma variedade de ambientes lóticos e lênticos, incluindo o rio principal e seus canais secundários, com as seguintes denominações: i) os olhos d’água emergentes, os afluentes e os segmentos de canal abandonados - *springbrooks*; ii) o rio principal e seus canais secundários - *eupotamon*; iii) os

braços “mortos” que mantêm uma conexão com o canal ativo em sua extremidade à jusante - *parapotamon*; iv) os segmentos de formato entrelaçado que se tornaram desconectados do canal principal - *plesiopotamon*; v) as curvas de meandros que tornaram-se desconectados do rio principal - *paleopotamon* (Figura 1).

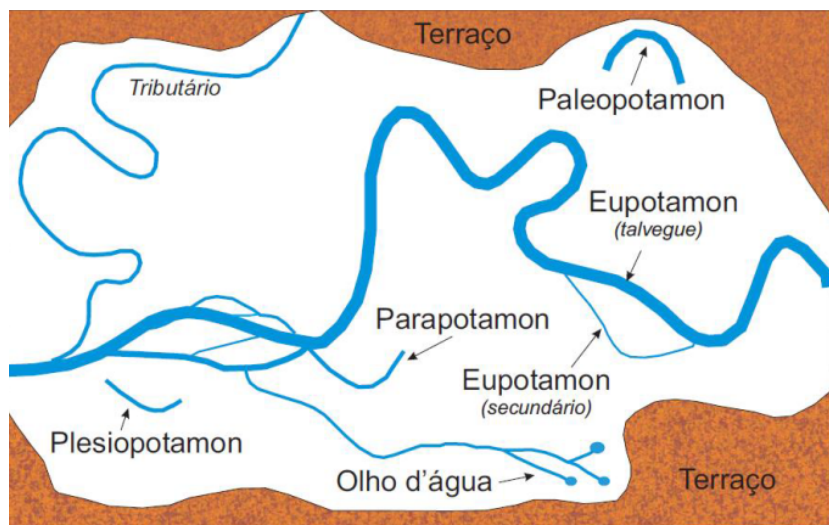


Figura 1. Ambientes lóticos e lênticos de uma planície fluvial. Fonte: Adaptado de Ward e Stanford, 1995.

Os braços laterais do *eupotamon* (secundário), que estão ligados ao canal principal em ambas as extremidades, são segmentos lóticos com maior conectividade, se comparados com o *parapotamon*, que não têm corrente unidirecional, sendo conectados apenas na extremidade à jusante. Os corpos d'água de *plesiopotamon* têm maior conectividade com o canal ativo do que o *paleopotamon*. Entretanto, o *plesiopotamon*, por ser em geral, mais raso, possui menores habitats, e estão mais sujeitos a fases terrestres. Já o *paleopotamon* é maior, e possui em geral maiores habitats aquáticos.

À medida que o nível de água aumenta durante os pulsos de inundação, as extremidades a montante dos habitats de *parapotamon* são reconectadas com o canal principal. Com o aumento da inundação o *plesiopotamon* apresenta um seguimento de água corrente. E, no auge da inundação, todos os corpos de água, incluindo o *palaeopotamon*, são inundados, permitindo interações entre os diferentes ambientes da planície de inundação.

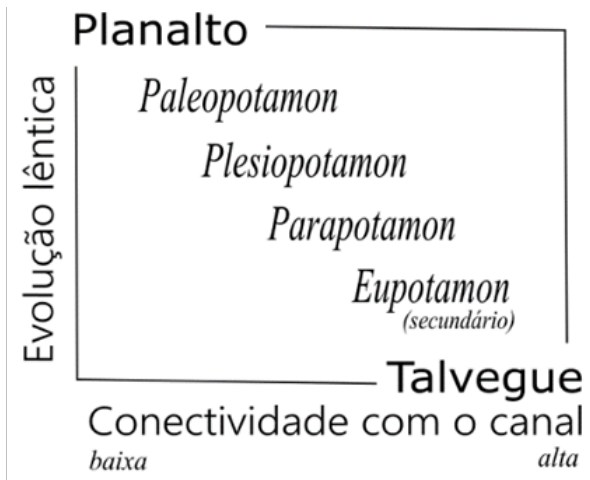


Figura 2. Conectividade entre os ambientes da planície fluvial. Fonte: Adaptado de Ward & Stanford, 1995.

Os pulsos de inundação (JUNK et al. 1989) e a conectividade ecológica (WARD; STANFORD, 1995) abordam a planície de inundação como Zona de Transição Aquático/Terrestre (ATTZ), para enfatizar a importância da alternância entre fases secas e úmidas no aumento da diversidade biológica e da produtividade.

Esta alternância entre zona aquática e terrestre aumenta a decomposição da matéria orgânica e a ciclagem de nutrientes, além de reduzir os períodos de estagnação, em comparação com

as condições em habitats permanentemente inundados (WARD; STANFORD, 1995).

ATTZ é coberta pela água somente durante a inundação. Estas inundações, por sua vez, criam habitats únicos que são essenciais para a sobrevivência de diferentes espécies (ROCHA, 2011a; CUNHA et al., 2015). Essas zonas são utilizadas por animais terrestres durante a fase seca e por animais aquáticos durante a fase de inundação.

Conforme Ward; Stanford (1995), durante a fase seca alguns animais terrestres migram para terras altas, enquanto outros permanecem na planície de inundação. Aqueles que permanecem são adaptados para tolerar longos períodos de inundação ou movem-se para o dossel da floresta aluvial para escapar da água. Por exemplo, em várzeas amazônicas centrais, que são inundadas por um período de cinco a sete meses do ano, animais invertebrados terrestres evoluíram estratégias migratórias e não migratórias de sobrevivência (ADIS, 1992).

Os animais aquáticos colonizam as ATTZs durante a fase de inundação para aproveitarem a alta produtividade e as diversas condições de habitat. Conforme Ward; Stanford (1995) a maioria das espécies de peixes estão em uma das três categorias principais, com base em padrões de movimento: (1) os que completam todas as fases da vida dentro do canal do rio; (2) aqueles que residem no canal do rio durante a estação seca e na superfície de várzea durante a fase úmida (peixes dependentes de inundação); e (3) aqueles que residem nos corpos d'água da planície de inundação durante a fase seca e na ATTZ durante a fase úmida.

Conectividade hidrológica

A conectividade hidrológica refere-se à dinâmica da água entre as unidades de paisagem (BRACKEN; CROKEN, 2007). Entretanto, atualmente ainda existe uma falta de consenso entre os hidrólogos sobre o que é conectividade, como identificá-la e

medi-la (ALI; ROX, 2009). Toledo (2013) destaca que as definições de conectividade variam em concepções do ciclo da água (PRINGLE, 2001), das características estruturais da paisagem (topografia, uso do solo e geologia) (TAYLOR et al., 1993) e de conceitos que envolvem os processos funcionais da paisagem (umidade de solo e precipitação) (BRACKEN; CROKEN, 2007).

O conceito de conectividade hidrológica foi inicialmente desenvolvido na ecologia e foi usado como um recurso chave para a compreensão da estrutura de distribuição e movimento das populações (TOLEDO, 2013)

A primeira e mais ampla definição de conectividade hidrológica é de Pringle (2001). Bracken et al. (2013), evidenciam que o conceito de Pringle (2001) aborda a conectividade no viés ecológico, porém, envolvendo uma definição que circula entre a hidrologia e a ecologia fluvial.

Sinteticamente, Pringle (2001) define a conectividade hidrológica como sendo a “atuação da água como mediadora dos processos de transferência de matéria, energia e organismos dentro ou entre elementos do ciclo hidrológico”. Assim, a conectividade hidrológica relaciona-se com a facilidade com qual a água pode mover-se através da paisagem de diferentes maneiras e ao fazê-lo é afetado por e afeta diferentes componentes da paisagem (LEXARTZA-ARTZA; WAINWRIGHT, 2009).

A própria autora afirma que esta abordagem sobre conectividade hidrológica apresenta um viés ecológico, ao salientar que “a conectividade hidrológica é usada em um contexto ecológico, pois é essencial para a integridade ecológica da paisagem” (PRINGLE, 2003).

Também no início dos anos 2000, Western et al. (2001) abordaram a conectividade hidrológica a partir de padrões espaciais de propriedades hidrológicamente relevantes (por exemplo, alta permeabilidade) ou variáveis de estado (umidade do solo) que facilitam o fluxo e o transporte num sistema hidrológico. Fica evidente neste estudo o tratamento da conectividade sob um

viés hidrológico, a partir da influência da conectividade no escoamento superficial, por exemplo.

Outras definições aparecem na literatura, conforme a área de interesse dos pesquisadores. Hocke (2003), ao abordar a conectividade de sedimentos grosseiros num canal, define a conectividade hidrológica a partir de três conceitos: i) é a ligação física do sedimento através do sistema de canais; ii) é a transferência de sedimentos de uma zona ou local para outro; iii) é o potencial para uma partícula específica se mover através do sistema. Já Tetzlaff et al. (2007) definem a conectividade hidrológica como o fluxo de matéria e energia (água, nutrientes, sedimentos, calor, etc.) entre diferentes componentes da paisagem.

Ali; Roy (2009) após analisar vários conceitos e definições de conectividade hidrológica, propuseram um conceito geral, com vistas na unificação dos conceitos desenvolvidos até o momento. Para os autores, a conectividade hidrológica é

“um contínuo de estados hidrológicos caracterizados por uma maior contribuição do fluxo de água subterrânea lateral, que esporadicamente ativa as ligações topográficas entre áreas ribeirinhas e de terras altas, dando origem à padrões espaciais de variáveis hidrológicas altamente correlacionadas, em áreas de encostas e de captação ALI; ROY, 2009, p. 386”.

Entretanto, Bracken; Croke (2007) e Fryirs (2012) salientam que em bacias hidrográficas existem três tipos de conectividade hidrológica: lateral, longitudinal e vertical (Figura 03). Neste viés, Duarte (2015) descreve que a conectividade lateral caracteriza-se pelas interações entre o canal e sua planície de inundação, a conectividade longitudinal pelas relações existentes no sentido montante-jusante do canal, e a conectividade vertical resulta das interações dos fluxos superficiais e sub-superficiais de água e sedimento (FRYIRS, 2012; DUARTE, 2015).

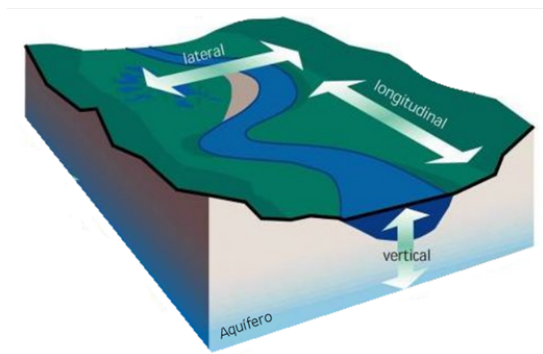


Figura 3. Tipos de conectividade hidrológica.
Fonte: Adaptado de Nel et al., 2007 apud Fryirs (2012).

Toledo (2013) ao analisar a conectividade hidrológica em ambiente semiárido, salienta que além da Descontinuidade Serial (provocada principalmente por ações antrópicas), outros elementos influenciam a conectividade hidrológica, são eles: o clima e as características da paisagem. O clima influencia diretamente no padrão e na distribuição de escoamento dentro de uma bacia hidrográfica (BRACKEN; CROKE, 2007; TOLEDO, 2013). E, os fatores da paisagem referem-se as características do solo que afetam o volume de água que pode ser infiltrada e define a taxa em que isso pode ocorrer e a declividade, que é o gradiente topográfico de principal característica em relação ao potencial de escoamento e, portanto, para a conectividade hidrológica. Uma maior inclinação do terreno permite a água fluir com maior rapidez sobre a superfície, o que proporciona menor tempo para infiltração da água no solo (LIU; SINGH, 2004; TOLEDO, 2013).

Conectividade da paisagem

A conectividade da paisagem trata da ligação física da paisagem na bacia de drenagem. Taylor et al. (1993) definiram

a conectividade da paisagem como “o grau em que a paisagem facilita ou impede o movimento entre os *patches* de habitats”. De modo semelhante, With et al. (1999) abordaram a conectividade da paisagem como sendo “a relação funcional entre os *patches* de habitats, devido à sua distribuição espacial e as respostas do movimento dos organismos à estrutura da paisagem”.

Haig et al. (1998) salientam que o conceito de conectividade da paisagem pode ser aplicado a diferentes habitats (florestas, pastagens, etc.), mas é particularmente desafiador - e geralmente ignorado - sua utilização para as Áreas Úmidas. Conforme os autores, as aves aquáticas estão, quase que em sua maioria, ligadas às AUs durante a maior parte ou a totalidade do seu ciclo de vida. No viés da ecologia de paisagem, por exemplo, as aves aquáticas são bem mais dependentes dos *patches* de AUs e da sua distribuição espacial, do que da paisagem circundante.

Crain (2015) salienta que a conectividade da paisagem é um conceito fundamental em ecologia. Conforme o autor, o conceito não se restringe apenas às espécies de plantas e animais que dependem de *patches* conectados de habitat para se mover seus territórios, encontrar companheiros, caçar e se reproduzir, mas também, as pessoas dependem de *patches* em paisagens urbanas e suburbanas, como áreas lazer, áreas de acesso à natureza, entre outros.

Ainda, ao discutir o conceito de conectividade, Crain (2015) apresenta um modelo de conectividade entre *patches*. Para entender como esse conceito se adequa à Áreas Úmidas, adaptamos o modelo de Crain (2015) para áreas de Banhado, Figura 04. Vê-se no modelo que quanto maior a conectividade, maior será a capacidade de deslocamento de espécies entre os *patches* do mosaico. Também, nesta Figura é possível verificar a diferença entre corredor e conectividade.

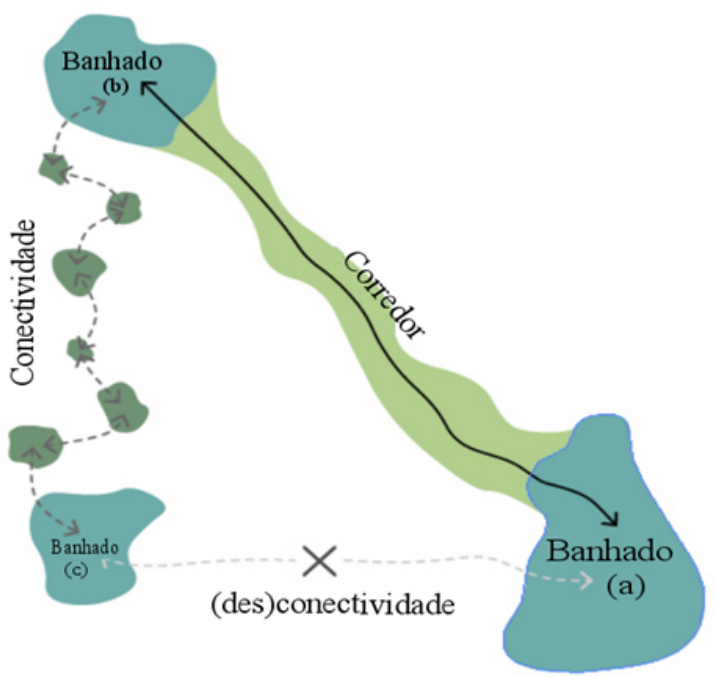


Figura 04. Representação da conectividade da paisagem. Fonte: Adaptado de Crain (2015).

Os corredores ecológicos referem-se ao maior grau de conectividade. Eles permitem uma ligação total entre os *patches*, enquanto que a conectividade se refere ao grau de facilidade ou impedimento do movimento entre os *patches* de habitats.

Conforme a Figura 04 o corredor compreende a área com maior grau de conectividade entre os banhados (a) e (b). Entre os banhados (a) e (c) ocorre uma (des)conectividade, e entre os banhados (b) e (c) percebe-se um grau de conectividade, que facilita o deslocamento entre os banhados, através da estrutura da paisagem. A conectividade pode ser uma pequena floresta, uma área com vegetação rasteira, uma Área Úmida, ou todas juntas (CRAIN, 2015).

De modo geral, em AUs a conectividade da paisagem refere-se ao grau de interações entre os diferentes compartimentos da bacia hidrográfica. Sinteticamente, pode-se afirmar que em uma determinada bacia, o rio principal e sua planície inundável (com diferentes tipos de vegetação) formam um gradiente ambiental, com diversos compartimentos, que apresentam diferentes tipos de conectividade, regulada pelo pulso de inundações.

A conectividade da paisagem inclui tanto a conectividade estrutural, isto é, as relações físicas entre *patches* de habitat (distâncias físicas) quanto a conectividade funcional, isto é, a resposta comportamental de um organismo tanto à estrutura da paisagem como à matriz de paisagem.

Para Tischendorf; Fahrig (2000) a conectividade estrutural é equiparada ao contorno do habitat e é medida pela análise da estrutura da paisagem, independente de quaisquer atributos do organismo de interesse. Já a conectividade funcional considera as respostas comportamentais de um organismo aos vários elementos da paisagem (*patches* e limites). Consequentemente, a conectividade funcional abrange situações em que os organismos se aventuram em ambientes que não são seus habitats naturais (matriz).

Neste viés, Taylor et al. (2006) também discutem sobre os dois conceitos de conectividade em ecologia da paisagem: i) conectividade funcional; e ii) conectividade estrutural. A funcional refere-se à resposta comportamental dos organismos a vários elementos da paisagem. Já a estrutural baseia-se na estrutura da paisagem, no arranjo espacial de diferentes tipos de habitats (GUIMARÃES, 2009).

A conectividade estrutural pode ser acessada pelas métricas espaciais, que mostram numericamente o arranjo espacial de manchas, fragmentos e corredores, densidade e complexidade de corredores, permeabilidade da matriz, distância entre as manchas e fragmentos, grau de isolamento entre manchas e fragmentos (TAYLOR; WITH, 2006).

Neste sentido, diversos trabalhos abordam a conectividade da paisagem em AUs. Kimberly et al. (1997) analisam a conectividade da paisagem e a distribuição populacional em ambientes heterogêneos. Tischendorf; Fahrig (2000) analisaram 33 artigos científicos envolvendo conectividade da paisagem em AUs, destacando o crescente avanço das pesquisas nesta linha; Lindborg; Eriksson (2004) discutem como a conectividade histórica da paisagem afeta a diversidade das espécies vegetais atuais; Bélisle (2005) discute métodos de medição do grau de conectividade da paisagem; Kettunen et al. (2007) sugerem orientações para a manutenção de características da conectividade paisagística, de grande importância, para a flora e fauna selvagens; Haig et al. (2008) analisaram a importância da conectividade da paisagem para as aves aquáticas; Roe et al. (2009) abordaram a variação temporal e espacial na conectividade paisagística em um sistema de zonas úmidas temporalmente dinâmico.

Chen (2010) quantifica a conectividade de paisagem a partir de Sistemas de Informação Geográficas (SIG's); e Yurek et al. (2016) analisaram se a persistência e diversidade da conectividade da paisagem melhora a biomassa em sistemas de pulsos de inundação que expandem e contraem as Áreas Úmidas.

Conectividade sedimentológica

A conectividade sedimentológica diz respeito à transferência física de sedimentos e poluentes através da bacia de drenagem. Hooke (2003) salienta que a determinação do grau de conectividade sedimentológica dentro de um sistema fluvial é vital para entender a evolução do sistema fluvial e o funcionamento da morfologia e dinâmica do canal. O autor define a conectividade sedimentológica como

“a união ou conexão física de sedimentos pelo sistema fluvial, que por sua vez é caracterizado pela transferência de sedimento de um local para outro

ou pelo potencial de uma partícula ser movimentada através deste sistema. Para este autor, a conectividade varia em função da granulometria, ou seja, os sedimentos finos tendem a estar mais conectados do que os grosseiros (HOOKE, 2003).”

A transferência e a conectividade de sedimentos serão interrompidas se os sedimentos ficarem armazenados durante um longo prazo na margem do canal (Figura 5). Entretanto, a conectividade é restabelecida quando há um transporte renovado a partir de uma inundação, que pode ocorrer depois de dezenas de anos em um canal muito móvel, e em milhares de anos em canais lateralmente estáveis. Assim, a conectividade varia com a escala de tempo análise.

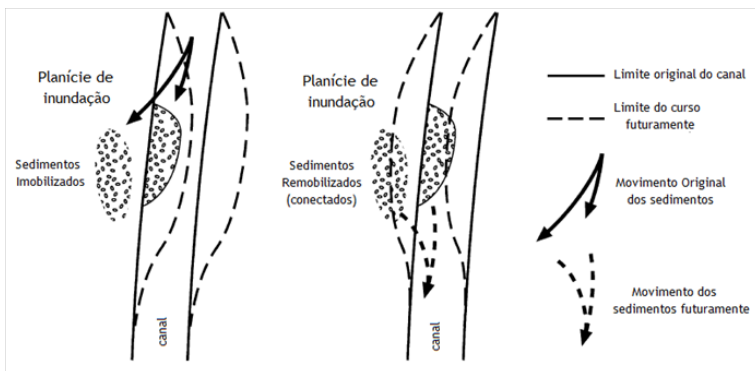


Figura 5. Condições de imobilização e remobilização (conectividade) dos sedimentos associados ao armazenamento a longo prazo e ao movimento do canal.
Fonte: Adaptado de Hooke (2003).

Hooke (2003) define cinco tipos de conectividade sedimentológica (sedimentos grosseiros), nos canais fluviais, são eles: i) sistemas não conectados; ii) sistemas parcialmente (ou episodicamente) conectados; iii) sistemas potencialmente conectados; iv) sistemas conectados; e, v) sistemas desconectados. O Quadro 1

mostra exemplos dos tipos de conectividade sedimentológica de Hooke (2003).

Quadro 1 – Tipos de conectividade de sedimentos grosseiros.

Tipo de conectividade	Ocorrem quando
Não conectados	Não há conexão com o canal (Áreas Úmidas isoladas)
Parcialmente conectados	Em grandes pulsos de inundações
Conectados	Durante fluxo normal dos rios
Potencialmente conectados	Não há deslocamento de sedimentos grosseiros
Desconectados	O fluxo é obstruído (barragens)

Fonte: Adaptado de Hooke (2003).

Em sistemas hidrológicos, o transporte de sedimentos é fortemente influenciado pelos padrões de paisagem, como por exemplo, o arranjo espacial de fontes de sedimentos e a localização dos sistemas de deposição dos sedimentos. Deste modo, a conectividade sedimentológica é um conceito essencial para estudar as inter-relações entre o transporte de sedimentos e esses padrões da paisagem (LIU; FU, 2015).

Bracken et al. (2015) entendem que a conectividade sedimentológica

“é a transferência conectada de sedimentos de uma fonte para um banhado em uma bacia hidrográfica, por meio do desprendimento e do transporte de sedimentos, controlado pela forma como o sedimento se move entre todas as zonas geomórficas de uma paisagem (BRACKEN et al., 2015)”.

A conectividade sedimentológica surge através da transferência de material entre duas áreas e ocorre através de vetores

de transporte (água, vento, geleiras, gravidade, animais) que movem esses materiais ao longo de uma gama de escalas espaciais e temporais (PETERS et al., 2008; BRACKEN et al., 2015).

Assim, o conceito de conectividade sedimentológica pode ser empregado para explicar como o comportamento de um processo erosivo, o transporte e a deposição de sedimentos afetam, positiva ou negativamente, gradientes ambientais em uma bacia hidrográfica, pois conforme salienta Rocha (2015) em uma bacia hidrográfica, o movimento de sedimentos ocorre nas encostas, entre encostas e canais e dentro dos canais.

Segundo Bracken et al. (2015) a conectividade sedimentológica não depende de processos individuais, mas de todos os aspectos do sistema geomórfico (Figura 6) que controlam os fluxos de sedimentos - processos de desprendimento, transporte e deposição, por exemplo. Deste modo, em uma inundação a água atua com maior intensidade no transporte de sedimentos, os quais tendem a chegar até o estuário ou ser depositado na planície inundável. Ward; Stanford (1995) salientam que a incorporação dos sedimentos pela planície de inundação é responsável pela alta produtividade destes ambientes.

O esquema de Bracken et al. (2014) resume as principais variáveis que interferem na conectividade sedimentológica. Nele o escoamento é o principal fator definidor desta conectividade, sendo o responsável pelo transporte e deposição dos sedimentos em uma bacia. Também, fatores como precipitação, tipos de solo, declividade e cobertura vegetal, mostram-se fundamentalmente importantes para a identificação dos níveis de conectividade sedimentológica, pois, podem interferir diretamente no escoamento dos sedimentos.

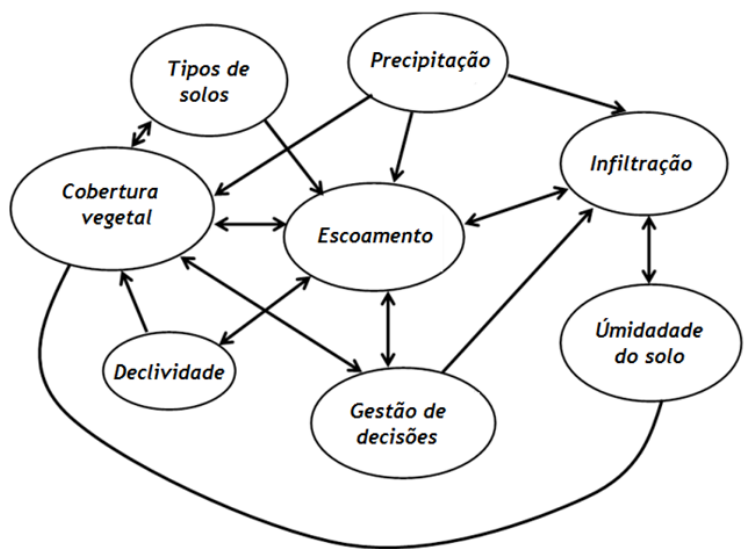


Figura 6. Fatores que influenciam diretamente a conectividade sedimentológica. Fonte: Adaptado de Bracken et al. (2015).

Lopes; Pinheiro (2013) esclarecem que as mudanças no padrão de conectividade numa bacia podem apresentar efeitos significativos sobre os processos de erosão, sedimentação e transporte de sedimentos, que por sua vez podem comprometer a qualidade da água, devido a eutrofização acelerada pelo aumento na quantidade de nutrientes.

Existe na literatura uma gama de trabalhos que abordam a conectividade sedimentológica, sob diferentes enfoques. Destacamos os trabalhos de Baartman et al. (2013) que verificaram se a complexidade morfológica da paisagem influencia na conectividade sedimentológica; Lopes; Pinheiro (2013) que analisaram os padrões de conectividade em uma bacia hidrográfica com o objetivo de representar o grau de ligação entre áreas produtoras de sedimentos e a rede de drenagem. Os autores perceberam que o uso e ocupação do solo é fator determinante nos níveis de conectividade sedimentológica.

Barros et al. (2014) analisaram a dinâmica fluvial através da perspectiva da conectividade sedimentológica e sua relação com o escoamento superficial e a capacidade de infiltração de água no solo. Rocha (2015) abordou a conectividade sedimentológica a partir da relação entre: intensidade do escoamento superficial, produção hídrica e concentração de sedimentos, em diferentes trechos na bacia.

Souza; Marçal (; 2015) avaliaram a conectividade no transporte de sedimentos e a hidrossedimentologia. E, Liu; Fu (2016) quantificaram a conectividade sedimentológica em um sistema de captação de água utilizando um modelo de erosão do solo e sedimentação (WATEM/SEDEM).

Outras abordagens da conectividade

Além dos conceitos de conectividade abordados neste texto, diversos autores optaram por utilizar nomenclaturas próprias, de acordo com a área e o objetivo do estudo. O Quadro 2 apresenta os tipos de conectividades encontrados na literatura que muitas vezes, nominalmente não são iguais às conectividades descritas nesse texto, entretanto, possuem semelhança conceitual com algum tipo de conectividade.

As discussões de conectividade na literatura iniciam-se com Haig et al. (1998), que abordaram, a partir de um ponto de vista conservacionista, a importância da conectividade da paisagem para o deslocamento de aves aquáticas em Áreas Úmidas. Haig et al. (1998) e, posteriormente Roe et al. (2009) basearam-se no conceito de conectividade da paisagem abordado por Taylor et al. (1993) em que a conectividade da paisagem aparece como “a relação funcional entre os *patches* de habitats e a distribuição espacial com o movimento dos organismos em resposta à estrutura da paisagem”.

Amoros; Bornette (2002) também utilizaram a conectividade em um âmbito conservacionista, porém com uma abordagem

hidrológica. Os autores utilizaram como referência o conceito de conectividade de Ward; Stanford (1995), referindo-se à conectividade como “interações permanentes ou temporárias entre o curso principal do rio e os vários tipos de corpos hídricos que se encontram na planície de inundação aluvial”.

O conceito de conectividade ecológica proposto por Ward; Stanford (1995) guiou também os trabalhos de Rocha (2010; 2011b) e Simioni et al. (2017). Rocha (2010) utilizou uma perspectiva geomorfológica para analisar a conectividade entre os compartimentos aquáticos e outras feições do sistema rio-planície fluvial. Também em uma perspectiva geomorfológica, Rocha (2011a) avaliou as interações entre os processos hidrodinâmicos atuantes nos sistemas rio-planície de inundação, bem como a intensidade da conectividade (vias de interação) hidrodinâmica entre os ambientes de canal e a planície de inundação.

Lexartza; Waint (2009), Montoya et al. (2013) e Vanderhoof et al. (2016) basearam-se no conceito de conectividade hidrológica proposto por Pringle (2001). Nesta perspectiva hidrológica, Lexartza; Waint (2009) realizaram uma discussão da importância da conectividade entre AUs. Montoya et al. (2013) abordaram a importância das inundações periódicas para o funcionamento e conservação de ecossistemas inundáveis; e Vanderhoof et al. (2016) desenvolveram uma metodologia para mapeamento da conectividade. Simioni et al. (2017) basearam-se no conceito de conectividade ecológica para proporem métodos de mapeamento da conectividade associada a grandes pulsos de inundação em diferentes compartimentos de AUs.

Lang et al. (2012) utilizaram a classificação de AUs de Cowardin et al. (1989) para detectar a conectividade do fluxo em AUs usando imagens de radar LiDAR. Segurado et al. (2013) basearam-se no conceito de Minor; Urban (2007) para propor a restauração da conectividade estrutural em rios. Entretanto, apesar de trazer a denominação conectividade estrutural, Segurado et al. (2013) não se aprofundaram na discussão conceitual de conectividade.

Deste modo, buscamos em Minor; Urban (2007) o conceito de conectividade, que aplicaram a *Graph-Theory Framework* para avaliar a conectividade de paisagem, bem como sua conservação. Os autores definiram a conectividade como sendo “*patches* de habitats consideradas importantes para o movimento de genes, indivíduos, populações e espécies em múltiplas escalas temporais e espaciais”.

Juntamente com Ward; Stanford (1995) o trabalho de Bracken; Croke (2007) guiou o maior número de artigos científicos, por exemplo, Toledo (2013); Goerl (2014); Duarte (2015) e Liu; Fu (2016) basearam-se no conceito de conectividade de Bracken; Croke (2007).

Bracken; Croke (2007) entendem que a conectividade hidrológica se refere à dinâmica da água entre as unidades de paisagem. Partindo deste princípio, Toledo (2013) avaliou a conectividade hidrológica em Áreas Úmidas no semiárido; Goerl (2014) abordou a relação entre processos hidrogeomorfológicos, conectividade e evolução da paisagem, utilizando dados de campo e modelagem computacional.

Duarte (2015) analisou o fluxo de água e de sedimentos entre uma encosta e o canal fluvial através da abordagem da conectividade e identificação espacial e do comportamento dos bloqueios responsáveis pela estocagem de sedimentos, e Liu; Fu (2016) apesar de trazerem conceitos de conectividade hidrológica de Bracken; Croke (2007), abordaram a conectividade sedimentológica, definindo-a como o “transporte de sedimentos laterais ou longitudinais através do desprendimento e transporte de sedimentos.

Fryirs et al. (2007) abordaram a conectividade sedimentológica e também a des(conectividade) influenciada por barramentos, represas, desmatamentos, entre outros. A conectividade sedimentológica de Fryirs et al. (2007) serviu de base para trabalhos de Lopes; Pinheiro (2013) que analisaram a conectividade e a capacidade de transporte potencial de sedimentos; e Barros et

al. (2014) analisaram a dinâmica fluvial através da perspectiva da conectividade da paisagem relacionada ao escoamento superficial e a capacidade de infiltração de água no solo.

Souza; Marçal (2015) abordaram a conectividade da paisagem baseando-se em Hocke (2003), que definiu a conectividade da paisagem como sendo a “transferência de matéria e energia entre diferentes compartimentos de um sistema ambiental e pode ser analisada através de abordagens hidrossedimentológicas”.

Por fim, Rocha (2015) baseou-se na conectividade sedimentológica de Bracken et al. (2015) para analisar a conectividade estrutural e funcional hidrosedimentológica.

A Figura 7 mostra a frequência com que cada conceito de conectividade foi empregado. Entre os trabalhos analisados, destacam-se os conceitos propostos por Ward; Stanford (1995) e Bracken; Croke (2007) e o conceito de conectividade hidrológica de Pringle (2001).

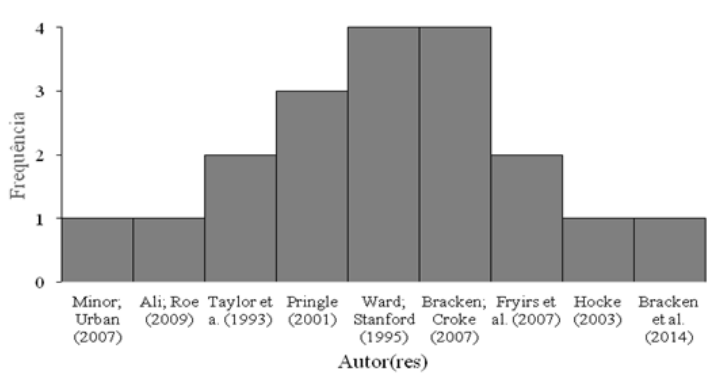


Figura 7 - Frequência com que os conceitos de conectividade foram utilizados.

O conceito de cada um dos autores citados na literatura é descrito no Quadro 3. Destaca-se que os conceitos de conectividade da paisagem e conectividade hidrológica foram os pri-

meiros a serem abordados, 1993 e 1995, respectivamente. Já o conceito de conectividade sedimentológica foi definido apenas em 2007.

Quadro 2. Levantamento dos trabalhos que abordaram a conectividade em Áreas Úmidas.

Autor (es)	Nomenclatura utilizada	Abordagem	Semelhança conceitual	Baseando-se em
Haig et al. (1998)	Conectividade	Ecológica	Conectividade da Paisagem	Taylor et al. (1993)
Amoros; Bornette (2002)	Conectividade	Ecológica	Conectividade Hidrológica	Ward; Stanford (1995)
Leibowitz et al. (2003)	Conectividade	Hidrológica	Conectividade Hidrológica	Ali; Roe (2009)
Roe et al. (2009)	Conectividade da Paisagem	Ecológica	Conectividade da Paisagem	Taylor et al. (1993)
Lexartza; Waint (2009)	Conectividade Hidrológica	Hidrológica	Conectividade Hidrológica	Pringle (2001)
Rocha (2010)	Conectividade	Geomorfológica	Conectividade Ecológica	Ward; Stanford, (1995)
Rocha (2011)	Conectividade Hidrodinâmica	Hidrológica	Conectividade Ecológica	Ward; Stanford (1995)
Montoya et al. (2013)	Conectividade Hidrológica	Ecológica	Conectividade Hidrológica	Pringle (2001)
Segurado et al. (2013)	Conectividade Estrutural	Ecológica	Conectividade Ecológica	Minor; Urban (2007)
Toledo (2013)	Conectividade Hidrológica	Hidrológica	Conectividade Hidrológica	Bracken; Croke (2007)
Lopes; Pinheiro (2013)	Conectividade	Sedimentológica	Conectividade Sedimentológica	Fryirs et al. (2007)
Goerl (2014)	Conectividade Hidrogeomorfológica	Ecológica/Hidrológica	Conectividade Hidrológica	Bracken; Croke (2007)
Barros et al. (2014)	Conectividade	Sedimentológica	Conectividade Sedimentológica	Fryirs et al. (2007)
Duarte (2015)	Conectividade	Hidrológica	Conectividade Hidrológica	Bracken; Croke (2007)
Souza; Marçal (2015)	Conectividade da Paisagem	Sedimentológica	Conectividade Sedimentológica	Hocke (2003)
Rocha (2015)	Conectividade	Sedimentológica	Conectividade Sedimentológica	Bracken et al. (2014)
Vanderhoof et al. (2016)	Conectividade	Hidrológica	Conectividade Hidrológica	Pringle (2001)
Liu; Fu (2016)	Conectividade Sedimentológica	Sedimentológica	Conectividade Sedimentológica	Bracken; Croke (2007)
Simioni et al. (2017)	Conectividade	Ecológica	Conectividade Ecológica	Ward; Stanford (1995)

Quadro 3. Conceito de conectividade por autores.

Autor	Tipos de Conectividade	Conceito
Taylor et al. (1993)	Conectividade da paisagem	grau em que a paisagem facilita ou impede o movimento entre os <i>patches</i> de habitats
Ward; Stanford (1995)	Conectividade Ecológica	uma série de interações entre diferentes corpos de água e entre sistemas aquáticos e riparianos. Tais interações incluem o movimento da água, dos sedimentos, nutrientes, detritos e organismos vivos
Pringle (2001)	Conectividade Hidrológica	atuação da água como mediadora dos processos de transferência de matéria, energia e organismos dentro ou entre elementos do ciclo hidrológico
Hocke (2003)	Conectividade da paisagem	transferência de matéria e energia entre diferentes compartimentos de um sistema ambiental e pode ser analisada através de abordagens hidrossedimentológicas
Minor; Urban (2007)	Conectividade da paisagem	responsável pelos movimentos dos genes, indivíduos, populações e espécies em múltiplas escalas de tempo na bacia de drenagem. A conectividade afeta o sucesso da dispersão de indivíduos, ou seja, a permite a recolonização de patches de habitat
Bracken; Croke (2007)	Conectividade Hidrológica	dinâmica da água entre as unidades de paisagem
Fryirs et al. (2007)	Conectividade Sedimentológica	transferência de sedimento e água dentro ou entre compartimentos da paisagem
Ali; Roe (2009)	Conectividade Hidrológica	movimento da biota entre os corpos d'água isolados, com importantes consequências no nível da população e das comunidades em sistemas aquáticos.

Bracken et al. (2014)	Conectividade Sedimentológica	é a transferência conectada de sedimentos de uma fonte para um banhado em uma bacia hidrográfica, por meio do desprendimento e do transporte de sedimentos, controlado pela forma como o sedimento se move entre todas as zonas geomórficas de uma paisagem
--------------------------	----------------------------------	---

Considerações finais

A conectividade pode ser aplicada sobre diferentes enfoques em Áreas Úmidas. Entretanto, verificou-se que em todos os âmbitos as pesquisas analisadas envolvem interações que ocorrem dentro da bacia hidrográfica. Estas interações são de diversas ordens, levando em consideração uma gama de gradientes ambientais, como os recursos hídricos e suas propriedades físico-químicas, a vegetação e até o transporte de sedimentos entre diferentes pontos da bacia.

Entende-se que nessa abordagem da conectividade abre-se um leque de subclasses de conectividades, definidas conforme as características e o tipo de processo que ela desempenha na bacia hidrográfica. Deste modo, cabe aos pesquisadores definirem o objetivo e o enfoque da pesquisa para então aplicar uma das abordagens do conceito de conectividade, quer seja do ponto de vista ecológico, hidrológico ou sedimentológico. Assim, do ponto de vista da conservação, a manutenção da conectividade é de fato responsável pela manutenção das interações entre o rio, sua planície de inundação e o lençol freático.

Referências

ADIS, J. How to survive six months in a flooded soil: strategies in Chilopoda and Symphyla from central Amazonian floodplains. **Stud. Neotrop. Fauna Environ.**, 21, p.117-129, 1992.

ALI, A. G.; ROY, A. G. Revisiting Hydrologic Sampling Strategies for an Accurate Assessment of Hydrologic Connectivity in Humid Temperate Systems. **Geography Compass**, 3, p.350–374, 2009.

ALMEIDA, S. **Conceito de Conectividade na Biologia**. 2017. Disponível em: <http://knoow.net/ciencterravida/biologia/conectividade-na-biologia/>. Acesso em: 25 set. 2017.

AMOROS, C.; BORNETTE, G. Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. **Freshwater Biology**, 47, p.761–776, 2002.

BAARTMAN, J. E. M.; MASSELINK, R.; KEESSTRA, S. D.; TEMME, A. J. A. M. Linking landscape morphological complexity and sediment connectivity. **Earth Surf. Process. Landforms**, 38, p.1457–1471, 2013.

BARROS, A. C. M.; ALMEIDA, J. D. M.; SOUZA, J. O. P.; CORREA, A. C. B. Dinâmica dos sedimentos em bacia do semiárido: conectividade e a relação com o escoamento superficial como suporte para a gestão dos recursos hídricos local. **Revista Geonorte**, Edição Especial 4, 10, p.332–336, 2014.

BELISLE, M. Measuring landscape connectivity: the challenge of behavioral landscape ecology. **Ecology**, 86(8), p.1988–1995, 2005.

BRACKEN, L. J.; CROKE, J. The concept of hydrological connectivity and its contribution to understanding runoff-dominated geomorphic systems. **Hydrol. Process.**, 21, p.1749–1763, 2007.

BRACKEN, L. J.; TURNBULL, L.; WAINWRIGHT, J.; BOGAART, P. Sediment connectivity: a framework for understanding sediment transfer at multiple scales. **Earth surface processes and landforms**, 40(2), p.177–188, 2015.

BRACKEN, L. J.; WAINWRIGHT, J.; ALI, G. A.; TETZLA, D.; SMITH, M. W.; REANEY, S. M.; ROY, A. G. Concepts of hydrological connectivity: research approaches, pathways and future agendas. **Earth-science reviews**, 119, p.17–34, 2013.

CHEN, S. S.; Quantifying Landscape Connectivity: a GIS-based Approach. **International Journal of Civil, Environmental, Structural, Construction and Architectural Engineering**, 4(10), p.291–298, 2010.

COWARDIN, L. M.; CARTER, F. C.; GOLET E.; LAROE, T. **Interim classification of wetlands and aquatic habitats of the United States**. U.S. Fish and Wildlife Service, Office of Biological Services, Washington, DC, 1976.

CRAIN, R. **An Introduction to Habitat Connectivity**. 2015. Disponível em: <http://content.yardmap.org/learn/habitat-connection/>. Acesso em: 26 ago. 2017.

CUNHA, C. N.; PIEDADE, M. T. F.; JUNK, W. J. **Classificação e delineamento das áreas úmidas brasileiras e de seus macrohabitats**. Cuiabá: EdUFMT, 2015. 165p.

DUARTE, N. S. **Conectividade no sistema de drenagem do rio Sana, afluente do Rio Macaé (RJ)**. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Programa de Pós-Graduação em Geografia – PPGG, Rio de Janeiro, 2015.

DUARTE, R. F. **Monitoramento das áreas úmidas e inundadas adjacentes ao Canal São Gonçalo com uma série de imagens ERS-1/2 SAR e Envisat ASAR adquiridas entre 1992 e 2007**. (Dissertação de Mestrado). Programa de pós-graduação em geografia. Universidade Federal de Rio Grande (FURG), Rio Grande-RS, 2013.

FAHRIG, L.; PALOHEIMO, J. Determinants of local population size in patchy habitats. **Theoretical Population Biology**, 34, p.194-213, 1988.

FRYIRS, K.; (Dis)Connectivity in catchment sediment cascades: a fresh look at the sediment delivery problem. **Earth Surf. Process. Landforms**, 42, p.10-27, 2012.

FRYIRS, K.; BRIERLEY, G. J.; PRESTON, N. J.; KASAI, M. Buffers, barriers and blankets: the (dis)connectivity of catchment-scale sediment cascades. **Catena**, 70, p.49–67, 2007.

GOERL, R. F. **Evolução da paisagem e conectividade hidrogeomorfológica na Bacia do Rio Cunha-SC**. (Tese de Doutorado) Programa de Pós-Graduação em Geografia. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2014.

GUIMARÃES, T. F. R. **Conectividade e padrões de riqueza e diversidade de espécies de peixes nas lagoas do litoral norte**

do Rio Grande do Sul, Brasil. 2009. 37 f. TCC (Graduação) - Curso de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

HAIG, S. M.; MEHLMAN, D. W.; ORING, L. W. Avian Movements and Wetland Connectivity in Landscape Conservation. **Conservation Biology**, 12(4), p.749–758, 1998.

HOOKE, J. Coarse sediment connectivity in river channel systems: a conceptual framework and methodology. **Geomorphology**, 56, p.79–94, 2003.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, n. 106, p. 110-127. 1989.

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F. Áreas Úmidas (AUs) Brasileiras: Avanços e Conquistas Recentes. **Boletim ABLimno**, 41(2), p.20-24, 2015.

KETTUNEN, M.; TERRY, A.; TUCKER, G.; JONES A. **Guidance on the maintenance of landscape features of major importance for wild flora and fauna** - Guidance on the implementation of Article 3 of the Birds Directive. Institute for European Environmental Policy (IEEP), 2007.

LANG, M.; MCDONOUGH, O.; MCCARTY, G. Enhanced Detection of Wetland-Stream Connectivity Using LiDAR. **Wetlands**, 32, p.461–473, 2012.

LEIBOWITZ1, S. G.; VINING, K. C. Temporal connectivity in a prairie pothole complex. **Wetlands**, 23, p.13–25, 2003.

LEXARTZA-ARTZA, I.; WAINWRIGH, J. Hydrological connectivity: Linking concepts with practical implications. **Catena**, 79, p.146–152, 2009.

LINDBORG, R.; ERIKSSON, O. Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. **Ecology**, 85(7), p.1840–1845, 2004.

LIU, Q. Q.; SINGH, V. P. Effect of Microtopography, Slope Length and Gradient, and Vegetative Cover on Overland Flow through Simulation. **Journal of Hydrologic Engineering**, 9, p.375-382, 2004.

LIU, Y.; FU, B. Assessing sedimentological connectivity using WATEM/SEDEM modelin a hilly and gully watershed of the Loess Plateau, China. **Ecological Indicators**, 66, p.259–268, 2016.

LOPES, J. W. B.; PINHEIRO, E. A. R. Análise temporal da conectividade e da capacidade de transporte potencial de sedimentos em meso-bacia semiárida, CE, Brasil. **Revista Agro@mbiente**, 7(2), p.136-144, 2013.

MEDINA, G. F.; VIEIRA, M. V. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. **Oecol. Bras.**, 11 (4), p.493-502, 2007.

MINOR, E.Y. S. URBAN, D. L. A Graph-Theory Framework for Evaluating Landscape Connectivity and Conservation Planning. **Conservation Biology**, 22(2), p.297-307, 2008.

MONTOYA, J. V.; CASTILLO, M. M.; SANCHEZ, L. La importancia de las inundaciones periódicas para el funcionamiento y conservación de los ecosistemas inundables de grandes ríos tropicales: estudios en la cuenca del Orinoco. **Interciencia**, 36(12), p.900-907, 2011.

NEL, J. L.; ROUX, D. J.; MAREE, G.; KLEYNHANS, C. J.; MOOLMAN, J.; REYERS, B.; ROUGET, M.; COWLING, R. M. Rivers in peril inside and outside protected areas: a systematic approach to conservation assessment of river ecosystems. **Diversity and Distributions**, 13, p.341-352, 2007.

PETERS, D. P.; GROFFMAN, P. M.; NADELHOFFER, K. J.; GRIMM, N. B.; COLLINS, S. L.; MICHENER, W. K.; HUSTON, M. A. Living in an increasingly connected world: a framework for continental-scale environmental science. **Frontiers in Ecology and the Environment**, 6(5), p.229-237, 2008.

PRINGLE, C. M. What is hydrologic connectivity and why is it ecologically important. **Hydrologic Processes**, v. 17, n. 13, p.2685-2689, 2001.

PRINGLE, K. What is hydrologic connectivity and why is it ecologically important? **Hydrol. Process**, 17, p.2685-2689, 2003.

ROCHA, P. C. Dinâmica sedimentológica, escoamento superficial e conectividade na bacia hidrográfica do rio do Peixe, Oeste Paulista – Brasil. In: SIMPÓSIO DE GEOGRAFIA FÍSICA E APLICADA - SGFA. 16. 2015. Teresina. **Anais...** Teresina: UFPI e UESPI, p. 3210-3216, 2015.

ROCHA, P. C. Geomorfologia e conectividade em ambientes fluviais do alto rio Paraná, Centro-sul do Brasil. **Boletim Geográfico**, 28, 2, p.157-176, 2010.

ROCHA, P. C. Geomorfologia e áreas inundáveis na planície fluvial do alto rio Paraná. **Rev. Geogr. Acadêmica**, 5, p.98-117, 2011a.

ROCHA, P. C. Sistemas rio-planície de inundação: geomorfologia e conectividade hidrodinâmica. **Caderno Prudentino de Geografia**, 33, p.50-67, 2011b.

ROE, J. H.; BRINTON, A. C.; GEORGES, A. Temporal and spatial variation in landscape connectivity for a freshwater turtle in a temporally dynamic wetland system. **Ecological Applications**, 19(5), p.1288-1299, 2009.

SEGURADO, P.; BRANCO, P.; FERREIRA, M. T. Prioritizing restoration of structural connectivity in rivers: a graph based approach. **Landscape Ecol.**, 28, p.1231-1238, 2013.

SILVA, G. H. G. **Teorias e limnologia fluvial**. (Apostila). Universidade Federal do semiárido, 2012. Disponível em: www.ufersa.edu.br/portal/view/uploads/setores/190/apostila%20-20teorias.doc. Acesso: 09 nov. 2016.

SIMIONI, J. P. D. GUASSELLI, L. A. ETCHELAR, C. B. Connectivity among wetlands, EPA of Banhado Grande, RS. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, on-line, 22, 2017. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2318-03312017000100210. Acesso em: 08 ago. 2017.

SOUZA, P. A.; MARÇAL, M. S. Hidrossedimentologia e conectividade do rio Macaé, norte do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Geo UERJ**, 27, p.176-201, 2015.

TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. **Oikos**, 68(3), p.571-573, 1993.

TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAN, G. Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. **Oikos**, 68(3), p.571-573, 1993.

TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; WITH, K. A. Landscape connectivity: a return to the basics. **Connectivity Conservation. Conservation Biology**, 14, p.29-43, 2006.

TETZLAFF, D.; SOULSBY, C.; BACON, P. J.; YOUNGSON, A. F.; GIBBINS, C.; MALCOLM, I. A. Connectivity between landscapes and riverscapes: a unifying theme in integrating hydrology and ecology in catchment science?. **Hydrological Processes**, 21, p.1385-1389, 2007.

TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. How should we measure landscape connectivity? **Landscape Ecology**, 15(7), p.633–641, 2000.

TOLEDO, C. E. **Conectividade hidrológica em ambiente semiárido: estudo de caso bacia hidrográfica do açude Orós**. (Tese de Doutorado) Universidade Federal do Ceará, Doutorado em Engenharia Agrícola. UFC: Fortaleza, 2013.

UNITED STATES. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Wetlands Protection and Restoration**. Disponível em: <https://www.epa.gov/wetlands>. Acesso em: 07 nov. 2015.

VANDERHOOF, M.; ALEXANDER, L. C.; TODD, M. J. Temporal and spatial patterns of wetland extent influence variability of surface water connectivity in the Prairie Pothole Region, United States. **Landscape Ecol**, n.1, v.31, p.805-824, 2016. Disponível em: <http://link.springer.com/article/10.1007/s10980-015-0290-5>. Acesso em: 28 jun. 2016.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J.R.; GUSHING, E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, 37, p.130-137, 1980.

VIANA, J. C. C. **Diatomáceas (Bacillariophyceae) epilíticas como bio-monitores da qualidade de água dos rios Cumbuca, Mucugê e Piabinha (Chapada Diamantina-BA)**. (Dissertação). Mestrado em Biologia, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2007.

WARD, J. V. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 8, p.2-8, 1989.

WARD, J. V.; ROBINSON, C. T.; TOCKNER, K. Applicability of ecological theory to riverine ecosystems. **Verh. Internat. Verein. Limnol**, 28, p.443–450, 2002.

WARD, J. V.; STANFORD, J. A. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. **Regulated Rivers: research & management**, 11, p.105-119, 1995.

WARD, J. V.; STANFORD, J. A. The serial discontinuity concept in lotic ecosystems. In: FONTAINE, T. D.; BARTHELL, S. M., eds. **Dynamics of Lotic Ecosystems**. Ann Arbor Scien. Publ., p.347-356, 1983.

WESTERN, A. W.; BOSCHL, G.; GRAYSON, R. B. Toward capturing hydrologically significant connectivity in spatial patterns. **Water Resources Research**, 37, p.83-97, 2001.

WITH, K. A.; GARDNER, R. H.; TURNER M. G. Landscape Connec-

tivity and Population Distributions in Heterogeneous Environments. **Oikos**, 78, 151-169, 1997.

WITH, K. A.; KING, A. W. Dispersal success on fractal landscapes: a consequence of lacunarity thresholds. **Landscape Ecology**, 4, p.73-82, 1999.

YUREK, S.; DEANGELIS, D. L.; TREXLER, J. C.; KLASSEN, J. A.; LARSEN, L. G. Persistence and diversity of directional landscape connectivity improves biomass pulsing in simulations of expanding and contracting wetlands. **Ecological Complexity**, 28, p.1-11, 2016.

1.4 Impactos Ambientais em Áreas Úmidas

Tássia Fraga Belloli

Introdução

As primeiras pesquisas científicas visando o conhecimento sobre a importância ambiental, social e econômica das Áreas Úmidas (AUs) tiveram um início relativamente recente, ocorrendo nas últimas duas décadas do século XX, de acordo com Mitsch; Gosselink (2015). Com a valorização ambiental tardia, até a década de 1980 estes ambientes eram considerados improdutivos, sendo modificados ou ocupados para outras atividades, como a agricultura, por exemplo.

Com base em Salvador et al. (2005) e Mitsch; Gosselink (2015) a concepção de conservação das áreas úmidas se deu somente após pesquisas e divulgação do conhecimento sobre seus componentes ambientais e suas relações naturais de intercâmbio de matéria e energia entre o ecossistema e o exterior. Tão logo, estes processos naturais passaram a ser vistos como funções, bens ou serviços ambientais que estes ambientes proporcionam a sociedade.

Salvador et al. (2005) exemplificam que esta mudança da percepção negativa para positiva em relação a um ambiente é sempre antropogênica, ocorrendo quando são encontrados nestes ambientes os recursos necessários para cobrir as necessidades básicas do ser humano, sejam elas do ponto de vista econômico, científico, lúdico, ou para manter as condições ambientais favo-

ráveis à sua sobrevivência. A partir desta abordagem, a flora e a fauna selvagem, por exemplo, tiveram a importância que têm para a sociedade.

Logo, podemos pensar que somente após o reconhecimento das funções ambientais das áreas úmidas para a sociedade, que a degradação e supressão destes ecossistemas pelas atividades econômicas passaram a ser vistas como danosas ao meio ambiente.

Apesar da evolução no conhecimento, das cooperações mundiais e legislações que visam à preservação das áreas úmidas, segundo o Panorama da Biodiversidade Global (CDB, 2010), os ecossistemas costeiros e marinhos continuam tendo sua extensão reduzida, o que ameaça os serviços ecossistêmicos altamente valiosos e imprescindíveis como, por exemplo, a absorção de dióxido de carbono da atmosfera, que cumpre papel relevantíssimo na mitigação das mudanças climáticas globais.

De acordo com o MMA (2010), alguns analistas deduzem que 50% das Áreas Úmidas de todo o mundo já estejam perdidas e que tais perdas seguem ocorrendo, especialmente nos países em desenvolvimento. O mesmo fato é mencionado por Mitsch; Gosselink (2015) a partir dos estudos de Russi et al. (2013) e Davidson (2014), que apontam que mais da metade das áreas úmidas mundiais foram perdidas apenas no século XX, com a extensão reduzida de 25 milhões de km² para os atuais 12,8 milhões de km², e apontam ainda, que a perda de áreas úmidas ocorre a uma taxa bastante rápida em todo o mundo.

Pesquisas e publicações da Convenção de Ramsar asseguram que o colapso dos serviços prestados por estes ambientes, decorrente de usos não sustentáveis e da supressão das zonas úmidas, pode resultar em desastres ambientais com elevados custos em termos de vidas humanas e em termos econômicos (MMA, 2016). Nesta perspectiva, pesquisas que contribuam com o uso sustentável das áreas úmidas e que busquem identificar e

explicitar as ações impactantes sobre estes ambientes são fundamentais para sua conservação.

Para falar de impacto ambiental em áreas úmidas é necessário primeiramente entender sua definição e contexto. Na literatura técnica-científica há várias definições de impacto ambiental, porém, quase todas são concordantes quanto a seus elementos básicos, embora formuladas de diferentes maneiras. Wathern (1988, apud SÁNCHEZ, 2013) define impacto ambiental como a mudança em um parâmetro ambiental, num determinado período e numa determinada área, que resulta de uma dada atividade, comparada com a situação que ocorreria se essa ação ou atividade não tivesse sido iniciada.

Já a Resolução 001, de 23 de janeiro de 1986, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), define impacto ambiental como:

Qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas, que direta ou indiretamente, afetam: I - a saúde, a segurança e o bem-estar das populações; II - as atividades sociais e econômicas; III - a biota; IV - as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente; V - a qualidade dos recursos ambientais.

Para Mitsch; Gosselink (2015) três fatores principais influenciam a saúde do ecossistema de áreas úmidas: nível da água, estado nutricional e distúrbios naturais (Figura 1). De acordo com os autores, através da atividade humana, a modificação de qualquer um desses fatores pode gerar alterações nas áreas úmidas, direta ou indiretamente. Por exemplo, uma área úmida pode ser perturbada através da diminuição dos níveis de água, como na drenagem, ou através do aumento dos níveis de água, como em barramentos construídos a jusante. O estado nutricional pode ser afetado pelo controle de enchentes a montante, o que pode di-

minuir a frequência de aporte de nutrientes; ou através do aumento da carga de nutrientes, advindos de áreas agrícolas.

A principal causa da perda de áreas úmidas em todo o mundo continua sendo pela conversão destas para uso agrícola, bem como outras formas de perturbação associadas a esta atividade. (JONES, et al., 1995; MITSCH; GOSSELINK, 2015). Para Mello (1998) atividades como a mineração, a geração de hidroeletricidade, a construção de estruturas de proteção contra cheias, as indústrias, a expansão de áreas urbanas, a poluição de cursos d'água, pântanos e lagoas, as alterações de margens de rios e lagos e a introdução de plantas exóticas, também têm contribuído para a sua eliminação.

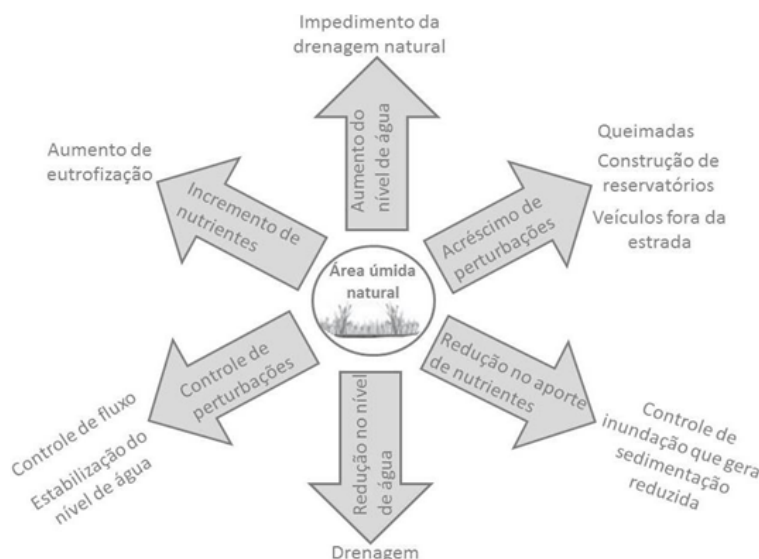


Figura 1. Modelo de impactos induzidos pelo homem nas áreas úmidas, incluindo os efeitos no nível da água, estado nutricional e perturbação natural. Fonte: Adaptado de Mitsch; Gosselink, 2015.

No Brasil, a atividade agrícola teve uma grande parcela de responsabilidade na redução dos recursos naturais e na di-

minuição das áreas úmidas. A criação do Programa de Aproveitamento Racional das Várzeas Irrigáveis (PROVÁRZEAS) para o desenvolvimento da agricultura teve grandes implicações sobre o meio ambiente, a partir de supressões e alterações de áreas úmidas. Segundo Presa (2010), o programa foi elaborado através do Decreto n. 86.146, de 23 de junho de 1981, e visava à utilização econômica das várzeas em todos os estados brasileiros através do saneamento agrícola, drenagem e irrigação e propunha obter maior produtividade agrícola, como alternativa para continuar o processo de modernização da agricultura em todo o país.

Ainda de acordo Presa (2010), em um folder explicativo do PRÓVARZEAS consta que o Brasil possuía em 1980, 30 milhões de ha de várzeas irrigáveis, sem qualquer aproveitamento. Assim, o programa previa a incorporação de 1.227,200 ha de várzeas irrigáveis ao processo produtivo no quinquênio 1981-1985. Como resultado, inúmeros habitats e funções dessas áreas úmidas foram prejudicados. O mesmo pode-se afirmar do Programa Nacional de Irrigação (PRONI) proposto em 1989, geralmente intensivo em capital e sem grande preocupação com os aspectos ecológicos e sociais decorrentes da implantação de grandes perímetros irrigados (DIEGUES, 2002).

Muitos rios no Brasil tiveram seus leitos retificados para propiciar a drenagem de áreas de várzea para aproveitamento agrícola. Nas zonas rurais as retificações objetivam geralmente a drenagem de áreas úmidas visando o aumento da área cultivável e o bombeamento para irrigação e dessedentação de animais. Segundo Silva; Wilson Jr. (2005), a retificação do leito de um rio implica em que para uma mesma energia potencial, o rio tenha um menor trajeto a percorrer. Assim, muitos efeitos são percebidos com destaque para:

Diminuição da frequência de extravasamento de cheias pequenas e médias; Aumento das velocidades; Diminuição da biota aquática e terrestre, gerando empobrecimento do ecossistema; Erosão das

áreas de jusante; Redução do perfil com encurtamento do rio e aprofundamento do leito; e interrupção da conexão entre margens. (SILVA; WILSON JR, 2005).

Tão importantes quanto às áreas úmidas costeiras, as áreas úmidas mais internas ao continente, como as planícies de inundação dos rios, também exercem relevantes funções e benefícios. De forma conflitante às suas funções, tanto as AUs costeiras quanto as planícies de inundação dos rios brasileiros são escolhidas para implantação de grandes portos e marinas, são ocupadas por loteamentos residenciais e turísticos, e também são degradadas com a intensificação das ocupações irregulares, principalmente em função da falta de infraestrutura de saneamento adequado.

A instalação dos grandes complexos portuários traz, por exemplo, por si só, o aterramento e redução das áreas úmidas. De acordo com Diegues (2002), se observarmos as atividades portuárias como uma atividade socioeconômica que tem potencial para introduzir contaminantes e poluentes no meio ambiente, os seguintes eventos com impactos potenciais podem ser observados:

“eventos como geração de resíduos e efluentes dos navios que entram e saem do porto; emissões atmosféricas dos navios; acidentes ocorridos com cargas contaminantes, entre outras atividades impactantes para a biodiversidade como a dragagem de canais, por exemplo. Podemos observar também a ampliação dos portos e terminais, a partir da instalação de complexos industriais, complexos mineiros metalúrgicos e petroquímicos, devido a maior facilidade de escoamento da produção”. (DIEGUES, 2002).

Quanto aos impactos das extrações minerais sobre as áreas úmidas, se destaca a extração de turfa, carvão e areia para construções, colaborando com a degradação ou supressão destes

ambientes. Os recursos de turfa, estimados em 1.9 trilhões de toneladas no mundo, são colhidos em muitos países como fonte de combustível e materiais hortícolas (MITSCH; GOSSELINK, 2015).

Diegues (2002) estima ainda, que no Brasil as reservas de turfas são da ordem de 20 bilhões de m³ e que alguns especialistas já previam que futuramente a turfa seria amplamente explorada, trazendo danos ecológicos irreparáveis, já que sua extração implica na destruição das áreas úmidas, sobretudo pelo rebaixamento do lençol freático, com maior gravidade se a extração for feita a “seco”.

A extração de carvão também é uma atividade provedora de graves impactos sobre as áreas úmidas, principalmente pela degradação irrecuperável da paisagem e poluição das águas, em particular no litoral de Santa Catarina e Rio Grande do Sul, onde são estimados respectivamente 2 e 28 bilhões de toneladas (DIEGUES, 2002). Campos et al. (2010) também mencionam impactos relevantes para as AUs relacionados a mineração do carvão, mas que ocorrem igualmente na mineração de outras substâncias. De acordo com os autores, a densidade do solo em áreas reconstruídas após a mineração é geralmente maior que a de solos naturais por causa do predomínio de frações mais grosseiras de solos, da menor quantidade de matéria orgânica e da compactação devido ao intenso tráfego de máquinas. Estas modificações nas propriedades do solo implicam em baixa permeabilidade da camada superficial à água devido ao encrostamento superficial e baixa capacidade de retenção de água.

É sabido que para estas atividades, existem legislações específicas e exigências da parte dos órgãos licenciadores dos empreendimentos, que devem ser acatadas para instalação destes, visando o menor impacto possível e proteção do meio ambiente. Porém, estas leis e a rigorosidade nos estudos para implantação dos empreendimentos são recentes no país, datadas da década de 1980. Logo, até este período a exploração mineral, assim como

qualquer outra atividade econômica, era realizada considerando variáveis econômicas exclusivamente. Como consequência, muitos foram os portos, indústrias e mineradoras que degradaram as áreas úmidas brasileiras em épocas anteriores.

Sobre a urbanização nas AUs, Diegues (2002) menciona que as habitações precárias, acompanhadas de redes de água e esgoto também precárias, afetam negativamente a renovabilidade dos recursos naturais, colocando em risco os atributos básicos dos estuários brasileiros e ecossistemas associados e resultam na degradação da qualidade de vida da população local. O turismo também é um agravante da situação de superpopulação e degradação ambiental das áreas costeiras pela insuficiência de infraestrutura urbana e sanitária, que na temporada de férias não comportam uma demanda populacional extra, prejudicando a vida dos moradores e contribuindo também para o acúmulo de lixo nas praias, e com a destruição de vegetação de áreas úmidas para construções.

Não menos importantes, são os impactos sociais resultantes da aglomeração destas e a degradação da biodiversidade. As comunidades de pescadores e populações tradicionais, por exemplo, que viviam em condições melhores anteriormente e exploravam racionalmente os recursos naturais, atualmente tem dificuldades de sobrevivência devido à degradação dos produtos pesqueiros, ficando, em maior parte, marginalizados (DIEGUES, 2002; MMA, 2010).

Impactos ambientais nas áreas úmidas do Rio Grande do Sul

O início da degradação e supressão dos banhados no Rio Grande do Sul ocorreu concomitantemente à expansão agrícola. De acordo com Beskow (1986) desde 1908, com a introdução da orizicultura irrigada no estado, as áreas junto aos cursos d'água

passaram por uma série de transformações a fim de atender a demanda desta cultura.

Programas de auxílios governamentais, como o PROVÁRZEAS, contribuíram com a drenagem dos banhados nas áreas produtoras de arroz, com o objetivo de adequar às áreas inundadas à agricultura. Segundo Mello (1998) a implantação do PROVÁRZEAS/RS no Estado previa o financiamento ao produtor rural para a sistematização do solo, a construção de canais de irrigação e de drenagem, barragens, diques, a locação e o acompanhamento de obras, de estrutura para bombeamento, a aquisição de máquinas e implementos agrícolas essenciais à irrigação, entre outros itens.

De acordo com a autora, o projeto permitia, entre outros, a drenagem de água superficial e até a água de certa profundidade de solo, possibilitando a secagem do mesmo e movimento de máquinas por um espaço de tempo maior.

As áreas úmidas internas no Estado, principalmente as planícies de inundação dos rios, ainda sofrem pressão pela agricultura, mais precisamente pelo cultivo de arroz em várzea, no qual se pratica a irrigação por inundação. (SILVEIRA, 2011; GUASSELLI et al., 2015; BRENNER, 2016; BELLOLI, 2016).

Segundo Klamt et al. (1985), estima-se que o estado possuía originalmente 5,3 milhões de hectares de áreas úmidas, incluindo banhados e várzeas. No ano 1986, através de um sobrevoo sobre as áreas úmidas, percebeu-se que, exceto em localidades pontuais, os ambientes de várzeas e banhados estavam fortemente alterados e degradados (FUNDAÇÃO ZOOBOTANICA, 2002, apud DARONCH et al., 2004).

De acordo com Daronch et al. (2004), existe hoje muito pouco daquilo que havia tempos atrás e essa degradação vinha ocorrendo com apoio das linhas de crédito para a drenagem dos banhados. No final do século passado, por exemplo, o governo do estado patrocinou a drenagem do banhado do Taim, não res-

tando mais do que 10% do sistema original.

Mesmo com a supressão de extensas áreas de banhado, o Rio Grande do Sul ainda possui importante e significativos remanescentes destes sistemas, estimados em uma área total de mais de 103.500 ha (CARVALHO; OZÓRIO, 2007). Destacam-se os banhados localizados na Planície Costeira (região Leste e Sul), associados às lagoas costeiras e campos litorâneos, incluindo a margem oeste da Laguna dos Patos e o litoral norte do Estado, até o sul de Santa Catarina. Quanto as áreas úmidas internas, no interior do Estado, destacam-se os banhados situados nas regiões Fronteira Oeste, Centro Oeste, Sudoeste, Centro Leste e Centro Sul.

A Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul disponibiliza em seu website um mapa interativo com as principais áreas úmidas do estado (Figura 2), suas características e principais espécies de fauna e flora.

Como citado anteriormente, os impactos referentes à orizicultura são os mais relevantes sobre as áreas úmidas e recursos hídricos, principalmente os relacionados ao manejo inadequado das lavouras, como por exemplo, o despejo de efluentes do preparo destas sobre os cursos hídricos, que continuam causando episódios de contaminação por partículas de solo em suspensão, com alta concentração de nutrientes minerais e também de defensivos agrícolas. Outro fator refere-se ao elevado volume de água utilizado pela cultura no período de irrigação, que ao coincidir com períodos cíclicos de estiagem, geram conflitos pelo uso da água, principalmente onde os mesmos mananciais hídricos abastecem a população.



Figura 2. Distribuição dos principais banhados do Rio Grande do Sul. Fonte: Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul (2013).

De acordo com a Fundação Zoobotânica (2013), a drenagem com finalidade agrícola, principalmente para implantação de cultivos de arroz irrigado, também é a primeira apontada entre as principais ameaças para os banhados do Rio Grande do Sul.

Além da drenagem são apontados também: a deposição de lixo; o aterramento para fins de urbanização; a construção de obras (estradas, barragens, etc.), que promovem alterações no sistema de drenagem e regime hídrico; o assoreamento de deposição de solos com elementos poluentes, provenientes de processos erosivos em áreas contíguas com influência sobre as áreas úmidas; e a remoção de flora e fauna nativas, com consequente ruptura da dinâmica ecossistêmica das áreas úmidas (FUNDAÇÃO ZOOBOTÂNICA, 2013).

Estas ameaças se dão de formas distintas entre as regiões do estado. De acordo com Carvalho; Ozório (2007), na região

costeira do litoral norte os impactos mais relevantes sobre os banhados são ocasionados, primeiramente, pela expansão urbana desordenada e, em segundo lugar, pela agricultura. O planejamento inadequado para o crescimento urbano acarreta na descaracterização destes ambientes, ocorrendo a retirada da vegetação, a sua drenagem e a transformação em aterro que pode ser utilizado para depósito clandestino de lixo ou descarga de esgoto doméstico.

Os processos de urbanização sobre as planícies de inundação tendem a impactar os corpos hídricos e ecossistemas aquáticos, ao contribuir com a intensificação do desmatamento da mata ciliar, com a impermeabilização dos terraços fluviais e com o despejo de efluentes domésticos e industriais não tratados diretamente sobre a área ou sobre os cursos d'água. Deste modo, o impacto sobre os atributos naturais destes ambientes é capaz de deixá-los parcial ou completamente descaracterizados e assim, incapazes de cumprir suas funções ambientais.

Além disso, a orizicultura também pressiona estes ecossistemas através da drenagem das áreas alagadiças para transformá-las em cultivo, e pela contaminação por agrotóxicos e combustíveis. A pesca comercial também tem reduzido às populações de peixes de valor comercial e crustáceos (CARVALHO; OZÓRIO, 2007).

No litoral sul do Estado, os banhados costeiros sofrem perturbações pela caça predatória, atividades agrícolas e pecuárias. A criação de gado provoca o pisoteio e a compactação do solo, alterando a comunidade vegetal típica dos banhados. Ainda assim, o cultivo do arroz irrigado é uma das principais ameaças na região, pois oferecem muitos impactos ao ecossistema (CARVALHO; OZÓRIO, 2007). De acordo com Burguer (2000) nos municípios de Santa Vitória do Palmar, Jaguarão, Arroio Grande e Rio Grande, este uso do solo alterou o regime hidrológico da região, incluindo as lagoas Mirim e Mangueira e o Banhado do Taim. De acordo com a autora:

“Estes sistemas são interligados, de modo que a retirada de água para irrigação e as obras de construção de sistemas de irrigação (canais de drenagem, levantes, barragens), afetam todo o sistema, especialmente em anos com déficit hídrico. Pelo fato de serem interligadas, as lagoas e banhados sofrem também os impactos da contaminação por agrotóxicos, das águas que retornam das lavouras”. (BURGUER, 2000).

Ainda, segundo Burguer (2000), na Planície Costeira interna e na Península de Mostardas, desde o estuário da Lagoa dos Patos estendendo-se entre a lagoa e o mar, até Palmares do Sul, observa-se que a expansão da orizicultura destruiu quase completamente as extensas áreas de banhados, com a redução de suas áreas através da drenagem e retirada da vegetação, restando fragmentos cercados por áreas de cultivo. Destaca-se também nesta região, o Banhado Grande e a planície de inundação do rio Gravataí, que têm sido, ao longo do tempo, afetados por diversas ações negativas, como a drenagem de grande parte de sua área, iniciada na década de 1960, resultando na diminuição de 45.000 ha para cerca de 6.000 ha (MELLO, 1998).

Além dos impactos citados, Carvalho; Ózório (2007) destacam:

i Conflitos da orizicultura com a conservação de aves aquáticas e fauna dos banhados e lagoas em geral em função do envenenamento das aves consideradas pragas (anatídeos e icterídeos);

ii A caça furtiva de aves, mamíferos e jacarés também é prática corrente;

iii Invasão da Estação Ecológica do Taim pelo gado, incêndios e caça furtiva;

iv A pavimentação da BR-101 proporcionou o aumento da caça e pesca predatória e o turismo de fim de semana no banha-

do do Taim. Outros impactos frequentes são os atropelamentos de fauna na área e arredores;

v O regime hídrico também foi alterado pela construção da BR-101 e por uma comporta construída para regular a vazão do banhado do Taim;

vi Extensas áreas de cultivo de *Pinus sp.*, que apesar de afetarem mais outros ecossistemas, também provocam impactos nas áreas úmidas pelo rebaixamento do lençol freático.

O plantio de *pinus* também foi introduzido sobre as áreas úmidas, principalmente as localizadas na extensa faixa de dunas da planície costeira. Burgueno et al. (2013) apontam como principal efeito negativo deste plantio para as áreas úmidas, a alteração no hidroperíodo, que contribui na baixa riqueza e abundância das espécies em ambientes junto aos plantios de *Pinus sp.* De acordo com os autores a alta taxa de evapotranspiração, característica das espécies de *pinus*, reduz a disponibilidade hídrica no solo, acelerando os processos de drenagem de áreas úmidas. Além disso, o hidroperíodo interfere em outras variáveis abióticas (oxigênio dissolvido, pH, nutrientes, etc.) e em variáveis bióticas (produção primária, predação, competição, etc.), fatores que interferem na composição da fauna e da flora em áreas úmidas.

Burgueno et al. (2013) destacam ainda, os impactos do plantio de *Pinus* sobre o Parque Nacional da Lagoa do Peixe, localizado entre os municípios de Mostardas, Tavares e São José do Norte. Segundo eles:

“Acredita-se que para o estabelecimento dos plantios de *Pinus sp.* estes ambientes foram alterados por meio da implantação de uma rede de canais de drenagem em toda a extensão do plantio que alterou o hidroperíodo e com o desenvolvimento dos plantios criou-se um efeito de barreira que alterou o comportamento dos ventos incidentes no local. O

plantio de pinus também influenciou o comportamento do lençol freático, rebaixando-o. Com estas alterações o transporte eólico de areia na camada limite foi modificado e deposições anômalas formaram-se junto aos plantios. Neste cenário grandes quantidades de areia foram transportadas por via hídrica ao corpo lagunar, em períodos de forte pluviosidade, acelerando o processo de assoreamento natural da Lagoa do Peixe”. (BURGUENO et al., 2013)

No litoral do estado, são inúmeros os requerimentos de pesquisa e processos de licenciamento para atividades de mineração próximas as áreas úmidas e as grandes lagoas, além das áreas de minerações já ativas. De acordo com o Sistema de Informações Geográficas da Mineração (SIGMINE), que trás informações atualizadas relativas às áreas com processos minerários cadastrados junto ao Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM), na região do Banhado Grande é preocupante a quantidade de requerimentos para extração de turfas, carvão, areia, arenito e rocha betuminosa.

No município de São José do Norte, entre as áreas úmidas da laguna dos Patos e do cordão de dunas do litoral, são encontrados requerimentos de lavras e de autorizações para pesquisas de Ilmenita, Titânio e minério de Titânio. Segundo Weissheimer (2017), a extração de Titânio na região tem sido alvo de mobilizações de comunidades locais e de especialistas, em relação aos impactos ambientais do empreendimento para os ecossistemas locais e as principais atividades econômicas, como a pesca e produção de cebola. Acerca disso, Diegues (2002) menciona que a mineração, principalmente do carvão, ameaçava não somente as praias do sul de SC, mas também a série de lagoas do RS, incluindo a lagoa dos Patos e toda a planície costeira.

Nos municípios da fronteira oeste e da região da campanha, que possuem como principal uso do solo o cultivo de arroz extensivo e a criação de bovinos, os municípios de Itaqui, Alegre-

te, Uruguaiana e São Borja se destacam como os maiores produtores de arroz do Rio Grande do Sul. Os maiores impactos sobre suas AUs são causados pelo manejo inadequado decorrente das atividades da orizicultura.

Silveira (2011) relata que as várzeas dos rios foram os pontos inicialmente procurados pelos lavoureiros da época no município de Itaqui, podendo-se dizer que começou aí o período de desmatamento das matas ciliares e costeiras no município. O autor comenta também que a produção de arroz em Itaqui causou impactos no meio ambiente, que passou a sentir os efeitos do uso indiscriminado de agrotóxicos e de falta de cuidados na parte de preservação, com o produtor valorizando a conquista de índices elevados e crescentes de produção, sem se preocupar com a recuperação e conservação dos recursos naturais.

De acordo com Silveira (2011), a aplicação aérea de herbicidas nas lavouras atinge árvores, casas e rios, ocasionando impactos de modo sistêmico, isto é, atinge os recursos naturais antes, durante e depois da atividade propriamente dita, em todos os elementos diretamente envolvidos, tais como, solo, água, ar e seres vivos.

Segundo Daronch (2004) os banhados São Donato, em Itaqui e Maçambara, passando pelo Inhatinhum em São Gabriel; e o Upamaroti em Dom Pedrito, também sofreram degradação decorrentes da agricultura. O banhado São Donato se encontra em uma área de Reserva Biológica, criada em 1975, mas que não teve sua implementação. De acordo com Bittencourt (2017) a não efetivação da reserva oportunizou uma acentuada degradação das características naturais da área, respaldada pelo modelo de desenvolvimento agrícola vigente. Conforme a autora:

“Grande parte da área proposta para essa unidade de conservação foi usada para lavouras de arroz e drenada por produtores rurais. Um canal de drenagem foi construído ao longo de toda a extensão do

banhado São Donato, alterando assim a hidrodinâmica natural do sistema” (BITTENCOURT, 2017).

Outros impactos observados no estado sobre as AUs se referem aos processos de ocupação sobre a planície de inundação dos rios, que não ocorrem apenas na capital ou nas áreas mais densamente ocupadas, e sim nas diferentes regiões do estado, a exemplos dos estudos de Fraga (2009), Belloli et al. (2014); Milanesi et al. (2015); Soares et al. (2016); entre outros.

A partir dessas reflexões, pode-se concluir que são inúmeras as atividades com potencial de impactar negativamente as áreas úmidas, e também como estes impactos podem afetar os processos naturais nestes ecossistemas e suas funções ambientais. O fato destes impactos ainda serem recorrentes nos remete a pertinência de discutir e reforçar a importância do desenvolvimento sustentável e o uso racional destes ambientes.

Diegues (1996) propõe que a condição básica para o desenvolvimento sustentável é a conservação dos ecossistemas e dos recursos naturais. Segundo o autor a conservação é um aspecto do aproveitamento dos recursos materiais e energéticos que garante uma utilização perene, protegendo os processos ecológicos e a diversidade genética, essenciais para a manutenção desses recursos. Nesse sentido, a conservação engloba a preservação, a melhoria das condições ambientais e o uso sustentável.

Chomenko (2007) sugere que para se avaliar um modelo de desenvolvimento e uso adequado para as AUs, bem como avaliar o adequado uso do solo em seu entorno, é necessário primeiramente ter em mente os materiais/bens que estes proporcionam e as funções que desempenham, pressupondo-se que se tratam de ecossistemas diferenciados, onde cada uma possui distintas funções e fornecimento de materiais diversos. De acordo com a autora, para os banhados, pode-se fazer uma avaliação dos Bens e dos Serviços ou funções ambientais:

Bens: Reserva de água; Disponibilização de solos ricos em

nutrientes; Cultivo de alimentos; Cultivo de fibras; Cultivo de animais; Recursos genéticos; Locais de importância turística.

Serviços ou funções ambientais: Promove filtração de elementos da bacia hidrográfica (sedimentos, etc.); Remove substâncias tóxicas de ambientes contíguos (contribuem para a manutenção de boa qualidade de água); Fixa carbono no solo; Promovem fixação de margens; Reduz processos de erosão de solos; Permitem produção de matéria orgânica no solo; Propicia reposição de água para aquíferos subterrâneos; Reduzem cheias; Contribui para a estabilidade / fixação de margens; Reduz efeitos de períodos de estiagem; São habitats de animais de distintos grupos (inclusive migratórios e ameaçados de extinção); São áreas de nidificação para distintas espécies animais; Fornece material de alimentação para animais e seres humanos; Dá sustento para pesca, e agricultura; Constituem “berçários” para inúmeras espécies animais; Mantêm biodiversidade (manutenção de banco genético); Fornece material para produção de artesanatos, fitomedicamentos, etc.; Propicia oportunidades de exploração turística de contemplação, lazer, recreação; Propicia atividades educativas, ao ar livre, para as comunidades humanas, etc.; Cria oportunidades de empregos para comunidades locais; Contribui para manutenção de reservas hídricas regionais; Incrementam a autoestima de populações locais e melhoria da qualidade de vida.

Após esta fase, realiza-se um levantamento das principais ações e atividades econômicas que podem induzir ameaças e riscos aos remanescentes de Áreas Úmidas, onde é possível identificar alguns aspectos básicos de redução das potencialidades naturais nesses ambientes, a exemplos das já mencionadas aqui. Em seguida, efetua-se uma avaliação sobre os principais impactos adversos decorrentes destas atividades. Para auxiliar os técnicos e pesquisadores nesta avaliação, a Secretaria da Convenção de Ramsar desenvolveu um manual de avaliação de impactos

ambientais com diretrizes estratégicas para as áreas úmidas, que incluem a diversidade biológica (SCR, 2010).

Por serem ambientes complexos e com múltiplas funções, a correta gestão das áreas úmidas necessita da perspectiva entre vários setores e instituições, bem como do conhecimento aprofundado de seus componentes (ou estrutura) e de seus processos vitais. Neste sentido, é essencial a cooperação e ações conjuntas entre os órgãos ambientais, os produtores ou empreendedores, as comunidades locais e as comunidades acadêmicas, principalmente no que se refere à produção e divulgação de conhecimento sobre as AUs.

Somente com mecanismos de gestão eficazes essas áreas poderão ser usadas de forma ecologicamente e economicamente eficientes, o que pode incluir, muitas vezes, de acordo com as características e limitações da AU em questão, o não uso ou a delimitação de áreas prioritárias de preservação.

Referências

BELLOLI, T. F.; ETCHELAR, C. B.; QUEVEDO, R. P. Mapeamento de uso e ocupação do solo em Áreas de Preservação Permanente como auxílio para estudo de renaturalização ambiental do Arroio Barnabé - Gravataí, RS. In: IV Congresso Ibero-americano de Estudios Territoriales y ambientales. 2014. São Paulo, **Anais..** São Paulo: IV CIETA, p.1610-1627, 2014.

BELLOLI, T. F. Impactos ambientais decorrentes da produção orizícola, Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande - RS. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso). 2016. 80f. Instituto de Geociências. Curso de Bacharelado em Geografia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2016.

BESKOW, P. R. O arrendamento capitalista na agricultura: evolução e situação atual da economia do arroz no Rio Grande do Sul. São Paulo: HUCITEC/CNPQ. In: **Cadernos de Ciência e Tecnologia**. v. 3, n. 2, p. 220, 1986.

BITTENCOURT, D. Z. **Dinâmica e análise de fragilidade ambiental, Banhado da Reserva Biológica de São Donato**. 2017. 114 f. Dissertação

de Mestrado em Geociências, Programa de Pós-Graduação em Geografia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2017.

BURGER, M. I. Situação e ações prioritárias para a conservação de banhados e áreas úmidas da zona costeira. 2000. Disponível em: <http://www.brazilrounds.gov.br/round7/arquivos_r7/

SISMICA_R7/refere/Banhados.pdf>. Acesso em: 10 jun. 2016.

BURGUENO, E. T.; QUADRO, M. S.; BARCELOS, A. A.;

SALDO, P. A.; WEBER, F. S.; KOLLAND, M.; SAOUZA, L. H. Impactos Ambientais de Plantios de Pinus sp. em Zonas Úmidas: O Caso do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, RS, Brasil. Número Temático: Diagnóstico e Controle de Espécies Exóticas Invasoras em Áreas Protegidas. **Biodiversidade Brasileira**, Brasília, 3(2), p.192-206, 2013.
BRENNER, V. C. **Proposta metodológica para renaturalização de trecho retificado do rio Gravataí – RS. Porto Alegre**. 2016. 94.f. Dissertação (Mestrado em Geociências). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Instituto de Geociências. Programa de Pós-Graduação em Geografia.

CAMPOS, M. L.; ALMEIDA, J. A.; SILVEIRA, C. B.; GATIBONI, L. C.; ALBUQUERQUE, J. A.; MAFRA, A. L.; MIQUELLUTI, D. J.; KLAUBERG, O.; SANTOS, J. C. P. Impactos no solo provocados pela mineração e depósito de rejeitos de carvão mineral. **Revista de Ciências Agroveterinárias**. Lages, v.9, n.2, p.198-205, 2010.
CARVALHO, A. B. P.; OZORIO, C. P. Avaliação sobre os banhados do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista de Ciências Ambientais**, Canoas, v.1, n.2, p.83-95, 2007.

CHOMENKO, L. Recursos Hídricos e Áreas úmidas: ambientes a serem preservados. In: **Conservação e uso sustentável da água: múltiplos olhares**. Sônia Balvedi Zakrzewski. (org.). Erechim, RS. EdiFapes, 2007. 138 p.

DARONCH, M. C., PAIVA, E. M. C. D.; CABRAL, I. L. L.; PRADO, R. J. O impacto de atividades humanas nos banhados do Rio Grande do Sul. 2004. 13 f. **Artigo** (Especialização). Universidade Federal de Santa Maria. Centro de Tecnologia, Curso de Especialização para Gestores Regionais de Recursos Hídricos, Santa Maria, 2004.

DAVIDSON, N. C. How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. **Marine and Freshwater Research**, Victoria – AUS, 65. p. 934-941, 2014.

DIEGUES, A. C. S. (org.). **Povos e águas: inventário de áreas úmidas.** Núcleo de Apoio a Pesquisa sobre Populações Humanas e Áreas Úmidas Brasileiras. 2ª ed. São Paulo: USP, 2002. 597p.

_____, **Ecologia humana e planejamento em áreas costeiras.** NUPAUB-USP. São Paulo: Edusp, 1996. 191p.

FRAGA, J. M. L. **Características da ocupação na área de preservação permanente: APP do Arroio Pitangueiras no município de Santo Antônio da Patrulha – RS.** 2009. 210 f. Dissertação (Mestrado em Geociências). Programa de Pós-Graduação em Geografia. Instituto de Geociências. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

FUNDAÇÃO ZOOBOTANICA DO RIO GRANDE DO SUL. **Informações da biodiversidade.** Conheça as áreas úmidas do Rio Grande do Sul. 2013. Disponível em: <http://www.fzb.rs.gov.br/conteudo/2403/?Informa%C3%A7%C3%B5es_da_Biodiversidade>. Acesso em: 20 out. 2017.

GUASSELLI, L. A.; BELLOLI, T. F.; ETCHELAR, C. B. Questões ambientais associadas a produção de arroz, Região Metropolitana de Porto Alegre. In: GUASSELLI, L.A; MEDEIROS, R.M.V (org). **Impactos da produção de arroz na Região Metropolitana de Porto Alegre. Análise territorial e ambiental.** Porto Alegre. Imprensa Livre, 2015, 152 p.

JONES, D.; COCKLIN, C.; CUTTING, M. Institutional and Landowner Perspectives on Wetland Management in New Zealand. **Journal of Environmental Management.** 45, p.143-161, 1995.

KLAMT, E.; KÄMPF, N.; SCHNEIDER, P. **Solos de várzea no estado do Rio Grande do Sul.** Porto Alegre, RS. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Faculdade de Agronomia, Departamento de Solos, 1985. 43 p. **Boletim Técnico N° 4.**

MELLO, L. P. **Percepção da paisagem e conservação ambiental no Banhado Grande do Rio Gravataí (RS).** 1998. 365 f. Tese de Doutorado em Geografia, Departamento de Geografia, Universidade de São Paulo. São Paulo. 1998.

MILANESI, J.; CHIAPPETTI, A. B.; SOSTER, A. R. M.; QUADROS, E. L. L.; LAHM, R. A. Análise multitemporal da ocupação irregular nas Áreas de Preservação Permanente (APP) sub-bacia do Arroio Manresa - Porto Alegre/RS. **Geografia Ensino & Pesquisa.** Santa Maria, v.19, n. 3, p. 67-77, 2015.

MITSCH, W. J.; GOSSELINK, J. G. Wetlands. 5ª ed. New Jersey: John Wiley & Sons, 2015. 747p.

MMA. Cuidar das Zonas Úmidas - uma resposta às mudanças climáticas. 2016, p 28. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/205/_publicacao/205_publicacao29112010033202.pdf>. Acesso em: 05 out. 2017.

MMA. Gerência de Biodiversidade Aquática e Recursos Pesqueiros. **Panorama da conservação dos ecossistemas costeiros e marinhos no Brasil**. Brasília: MMA/SBF/GBA, 2010. 148 p.

PRESA, J. B. Políticas Públicas e o Incentivo a Rizicultura Irrigada no Sul de Santa Catarina: O que foi o PROVÁRZEAS e suas implicações no meio ambiente (Parte 1). 2010. Disponível em: <http://www.historiaehistoria.com.br/materia.cfm?tb=alunos&ID=340#_ftn1>. Acesso em: 01 nov. 2016.

RUSSI, D. P.; TEN BRINK, A.; FARMER, T.; BADURA, D.; COATES, J.; FÖRSTER, R; KUMAR, and N. DAVIDSON. **The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Water and Wetlands**. IEEP, Ramsar Secretariat, Gland, London and Brussels, p. 84, 2013.

SALVADOR, A. G.; ALCAIDE, A. S.; SÁNCHEZ, C. C.;

SALVADOR, L. G. **Evaluación de impacto ambiental**. Pearson Educación, S.A. MADRID, 2005. 416p.

SÁNCHEZ, L. E. Avaliação de impacto ambiental: conceitos e métodos. 2ª Ed. São Paulo. Oficina de Textos, 2013. 583p.

SECRETARIA DE LA CONVENCION DE RAMSAR. Evaluación del impacto: Directrices sobre evaluación del impacto ambiental y evaluación ambiental estratégica, incluida la diversidad biológica. **Manuales Ramsar para el uso racional de los humedales**, Gland (Suiza). 4ª edición, vol. 16. Secretaría de la Convención de Ramsar, 2010, 78p.

SECRETARIADO DA CONVENÇÃO DE DIVERSIDADE BIOLÓGICA (CDB). **Panorama da Biodiversidade Global 3**. Brasília: MMA/SBF, 2010. 94 p.

SILVA, R. C. V.; WILSON JR, G. **Hidráulica Fluvial**. v. II. Rio de Janeiro: COPPE/UFRJ, 2005.

SILVEIRA, G. S. **Impactos ambientais resultantes da agricultura mecanizada no município de Itaqui – RS**. 2011. 47 f. Monografia (Tecnológico em Planejamento e Gestão para o Desenvolvimento Rural – PLAGEDER). Faculdade de Ciências Econômicas. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.

SOARES, T. T.; COPPETI, C. P.; ALMEIDA, A. T. L.; OLIVEIRA, T. D. Ocupação urbana em Áreas de Preservação Permanente – APP. Estudo de caso: Cidade de Ijuí – RS. Relatório técnico-científico. In: XXI Jornada de Pesquisa. 20 Ijuí, RS. **Anais..** Ijuí: XXI Jornada de Pesquisa, 2017.

WEISSHEIMER, M. Impacto ambiental de projeto de mineração de titânio preocupa comunidade de São José do Norte. In: Jornal Sul 21. Capa/Cidades. Disponível em: <<https://www.sul21.com.br/jornal/impacto-ambiental-de-projeto-de-mineracao-de-titanio-preocupa-comunidade-de-sao-jose-do-nor>>.

2. Questões ambientais na bacia do rio Gravataí

Macrófitas aquáticas e fauna associada, Banhado Grande - RS.
Crédito da foto: Cecília Balsamo Etchelar

2.1 Caracterização da Bacia Hidrográfica do Rio Gravataí

Laurindo Antonio Guasselli

Tássia Belloli

João Paulo Simioni

Cecília Balsamo Etchelar

Viviane Carvalho Brenner

Bacia Hidrográfica do Rio Gravataí

A bacia hidrográfica do rio Gravataí (BHRG) localiza-se na região nordeste do estado do Rio Grande do Sul, entre as coordenadas geográficas de 29°45' a 30°12' de latitude Sul e 50°27' a 51°12' de longitude oeste, com uma área aproximada de 2020 km². É delimitada a leste e a sul pela Região Hidrográfica das Bacias Litorâneas, ao norte com a Bacia do Rio dos Sinos, e a oeste pela Bacia do Lago Guaíba, (RIO GRANDE DO SUL, 2012), Figura 1.

Pertencente à Região Hidrográfica do Guaíba, o rio Gravataí favoreceu o desenvolvimento de nove importantes municípios da Região Metropolitana de Porto Alegre, são eles: Santo Antônio da Patrulha, Glorinha, Gravataí, Taquara, Alvorada, Viamão, Cachoeirinha, zona sul de Canoas e parte da zona norte de Porto Alegre. Sendo responsável pelo abastecimento de uma população residente de aproximadamente 1.255.730 habitantes nestes municípios.

O rio Gravataí tem suas nascentes nos banhados Grande e dos Pachecos, percorre a bacia no sentido leste para oeste, de-

saguando no delta do Jacuí, percorrendo uma distância de 61,4 km aproximadamente. Segundo Rio Grande do Sul (2012), o Gravataí é um rio de planície, de baixa velocidade, originalmente sinuoso e com muitos meandros. Entre o Passo dos Negros, na divisa entre Glorinha e Gravataí, até o delta do Jacuí, percorre 39 km.

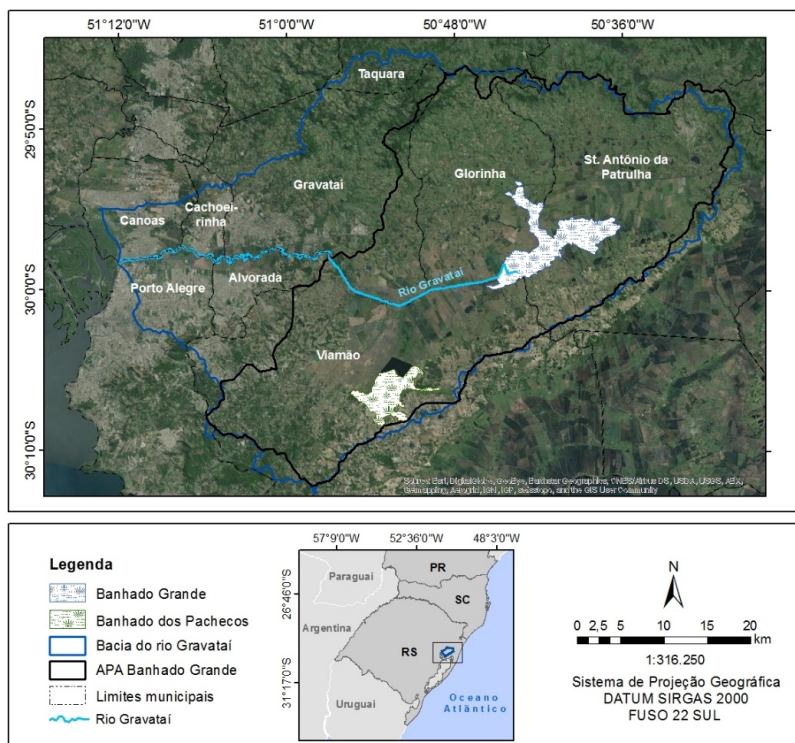


Figura 1. Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Gravataí.

Segundo Rossato (2011) o clima na bacia é classificado como Subtropical III, isto é, clima úmido, com variação longitudinal das temperaturas médias. Caracteriza-se por chuvas que oscilam entre 1700 a 1800 mm anuais distribuídas de 100 a 120 dias de chuva. A temperatura média anual varia entre 17°C e

20°C. A temperatura média do mês mais frio oscila entre 11°C e 14°C e a temperatura média do mês mais quente varia entre 23°C e 26°C. De acordo com Etchelar (2014), as precipitações da bacia hidrográfica do Gravataí se concentram na região dos patamares da serra, na área centro norte da bacia, principalmente nas nascentes do arroio Demétrio, um importante afluente do rio Gravataí e não na área do Banhado Grande e nas suas cabeceiras.

O Plano de Bacia realizou a caracterização pluviométrica da bacia hidrográfica, utilizando informações dos postos pluviométricos obtidos junto ao Hidroweb/ANA. Os resultados obtidos para a soma das precipitações médias mensais resultam em 1347,4 mm no ano. Na média mensal, agosto é o mês mais chuvoso (140 mm), e o mês de menor índice pluviométrico é abril (86 mm), Figura 2. (RIO GRANDE DO SUL, 2012).

A evaporação média anual na região é de 983 mm/ano. No mês de dezembro é registrada a maior evaporação, quando ocorrem déficits da ordem de 124 mm, enquanto que no mês de junho se registra a evaporação mínima da ordem de 45,1 mm, Figura 3.

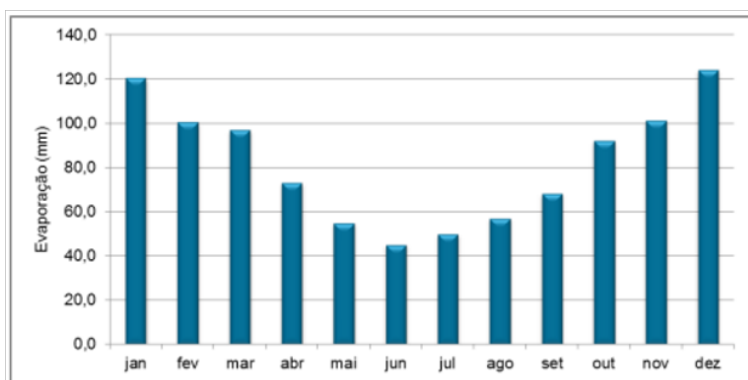


Figura 2. Precipitação média mensal (mm).
Fonte: Rio Grande do Sul, 2012.

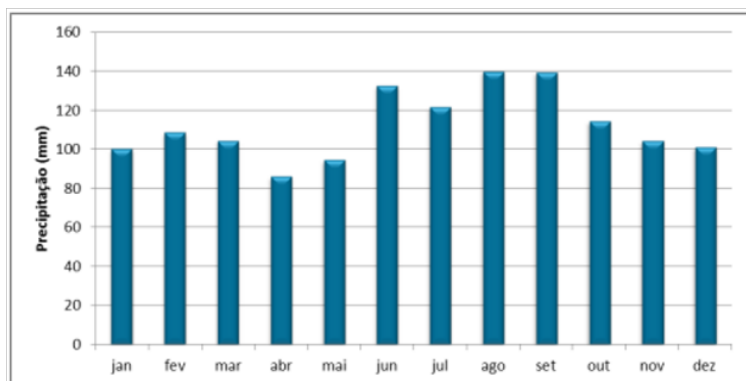


Figura 3. Evaporação média mensal (mm).
Fonte: Rio Grande do Sul, 2012.

As fácies sedimentares da Planície Costeira do Rio Grande do Sul são depósitos resultantes de processos erosivos ocorridos em ambientes pertencentes a um sistema de leques aluvionais e um Sistema tipo Laguna-Barreira (VILLWOCK; TOMAZELLI, 1995). Para Frantz et al. (1990), o Sistema Banhado Grande originou-se através do assoreamento contínuo de uma Paleolaguna isolada do mar por uma barreira arenosa de idade pleistocênica denominada Barreira das Lombas. A Unidade Geomorfológica Coxilha das Lombas teve importante papel na formação da paisagem predominante desta bacia.

A área encontra-se sobre o Sistema Depositional Laguna-Barreira I, também denominado de barreira das Lombas (RUBBO, 2004). Este é o mais antigo sistema deposicional do tipo “laguna-barreira”, desenvolveu-se no primeiro evento transgressivo-regressivo pleistocênico. A formação da Barreira I, Figura 4, deu-se, principalmente, a partir da acumulação de sedimentos eólicos que se aportaram sobre altos do embasamento (RODRIGUES et al., 2000; RUBBO, 2004).

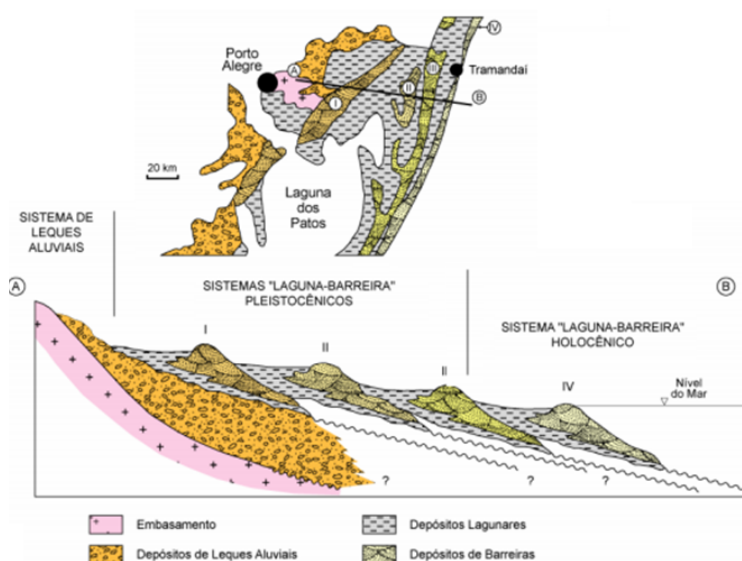


Figura 4. Ilustração dos Sistemas Depositionais da planície costeira do Rio Grande do Sul. Fonte: Adaptado de Tomazelli; Villwock (1995).

Com base em trabalhos de Tomazelli; Villwock (1995), Rubbo (2004) salienta que

“a carga sedimentar trazida pelos rios que drenam as terras altas adjacentes se acumulou, dentro do Sistema Lagunar I, em ambientes de sedimentação lagunar, fluvial e paludial. O Sistema Lagunar I sofreu a influência de vários eventos transgressivo-regressivos durante o Quaternário. Assim, o pacote sedimentar que se acumulou no espaço geomorfológico do sistema Lagunar I (Sistema Lagunar Guaíba- Gravataí) reflete estes diferentes eventos envolvendo depósitos aluviais, lagunares, lacustres e paludiais de diversas idades (RUBBO, 2004)”.

O mapa geológico do Rio Grande do Sul, da Companhia de Pesquisas em Recursos Minerais (CPRM, 2016) serviu de base

para a confecção do mapa litológico (Figura 5) para a área da Bacia Hidrográfica do Rio Gravataí.

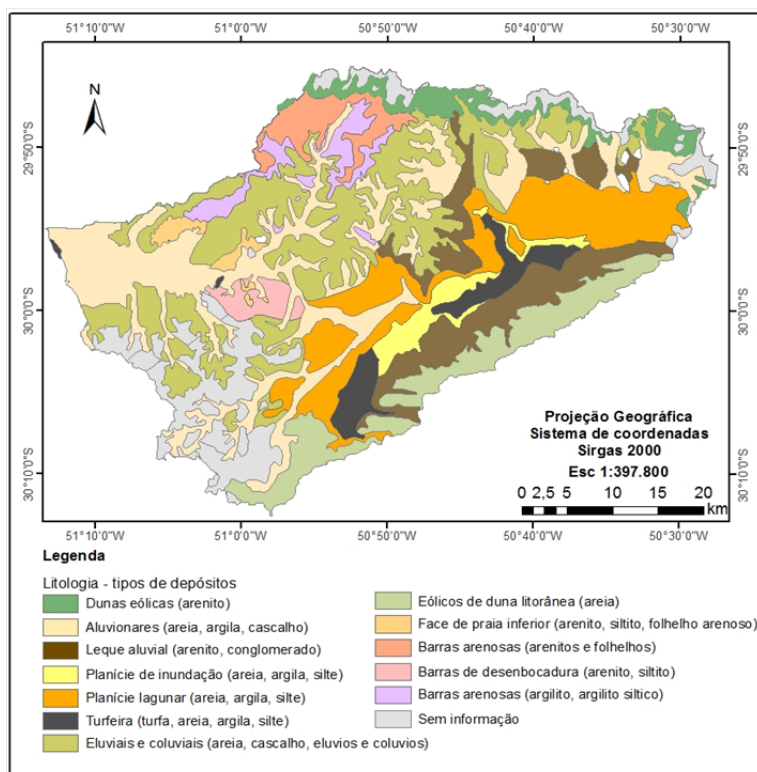


Figura 5. Litologia da área da BHRG. Fonte: Adaptado de CPRM, 2016.

O Programa Técnico para o Gerenciamento da Região Metropolitana de Porto Alegre (PROTEGER, 1994) estabeleceu para a BHRG sete Unidades Geomorfológicas, utilizando-se da base de dados do IBGE (1986). As Unidades foram relacionadas de acordo com suas Regiões e Domínios Geomorfológicos (Figura 6).

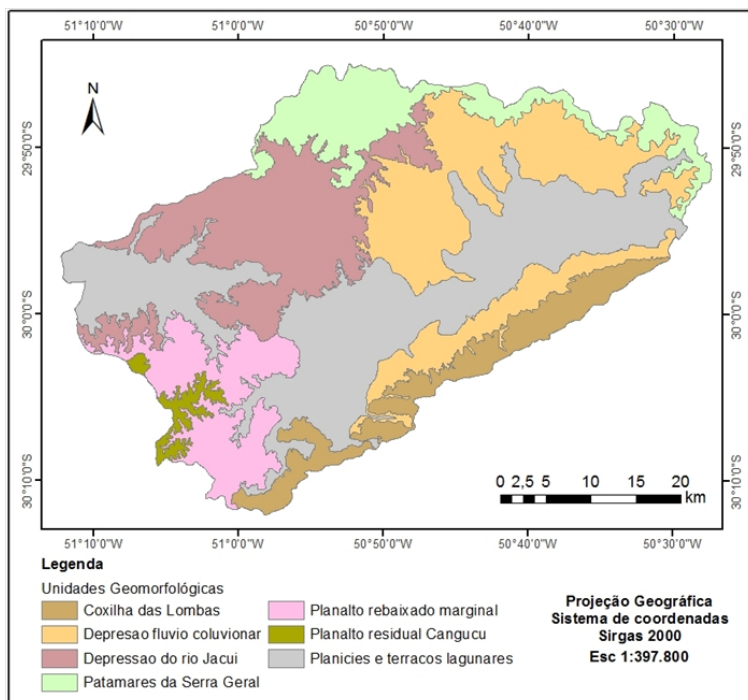


Figura 6. Geomorfologia da bacia hidrográfica do rio Gravataí. Fonte: Modificado de PROTEGER, 1994.

Segundo Mello (1998) as altitudes na bacia variam desde cotas inferiores a 20 m, localizadas no centro da bacia, na calha do rio Gravataí, cuja planície varia de 8 a 20 km de largura, até cotas de 350 m, situadas no norte da bacia, associadas aos derrames basálticos e que constituem os divisores entre a Bacia Hidrográfica do Rio Gravataí e do Rio dos Sinos.

A BHRG localiza-se, parte no bioma Mata Atlântica (25% da área da bacia, especialmente na encosta do Planalto) e parte no bioma Pampa (75% da área). Entre as formações vegetações naturais encontra-se a presença da Floresta Estacional Semidecidual. (Rio Grande do Sul, 2012). No levantamento florístico de fragmentos florestais na bacia Oliveira et al. (2005), verificaram

que fragmentos de mata paludosa podem ser encontrados no Alto Gravataí (junto ao bordo do banhado Chico Lomã e Sanga da Porteira), e assim como todos os fragmentos desse tipo de floresta situados na Planície Lagunar, se constituem os últimos e escassos remanescentes da Floresta Estacional Semidecidual submetidos à influência fluvial permanente na bacia.

Sobre a cobertura vegetal natural das áreas de banhado e de seu entorno, Teixeira et al. (1986) identificaram a área do entorno dos banhados como campos úmidos, alagados em significativa parte do ano, principalmente no período de estação chuvosa. Esta formação campestre, normalmente posicionada nas bordas e adjacências dos banhados, não se constitui em banhados, em função da constituição da cobertura florística de gramíneas homogêneas de pequeno porte e da presença da “estação seca”.

Já as áreas de banhado, segundo o autor, são dominadas pela comunidade vegetal de macrofitas aquáticas, permanentemente alagados, sendo identificadas duas principais formações vegetais que variam com a região de dominância dentro do banhado. É identificado o “banhado baixo”, composto por espécies de macrófitas flutuantes, fixadas em solos flutuantes de baixo e médio porte, e o “banhado alto”, composto por espécies de macrófitas aquáticas de grande porte fixadas ao solo.

Atualmente, na cobertura vegetal ao longo do rio e nos limites dos banhados, predomina faixas de matas com Ingás e Maricás e áreas de campo com pastagens e cultivo de arroz. Nas áreas da APA com altitudes até 20m, predominam cultivos anuais, orizicultura, pastagem cultivada e silvicultura.

A BHRG apresenta duas regiões com características de ocupação bem diversas, uma com forte atividade agropecuária, com predomínio de lavouras de arroz no curso superior e médio do rio, respectivamente na região do Banhado Grande e do Banhado dos Pachecos, e outra no trecho inferior do rio, com uso urbano e industrial e alta densidade populacional.

De acordo com Kirchhof (2016), o arroz na bacia é cultivado entre 96 produtores em 13.809 ha de área: 36,5% em Santo Antônio da Patrulha; 13,6% em Glorinha; 39,3% em Viamão; 6,4% em Porto Alegre; 2,9% em Gravataí; 0,25% em Cachoeirinha e 0,79% em Alvorada, gerando pelo menos 500 postos de trabalho. Os sistemas de cultivo predominantes são o cultivo mínimo e pré-germinado, respectivamente 70% e 30% da área cultivada.

As classes de uso e ocupação do solo identificadas por Rio Grande do Sul (2012) são: campo (50,81%), lavoura de arroz (19,98%), mata (11,12%), área urbana (7,65%), banhado (3,96%), água (2,04%), campo úmido (1,06%), solo descoberto (2,43%) e reflorestamento (0,89%), Figura 7.

O mapa da Figura 8 apresenta quatro classes para as áreas mapeadas de rizicultura na APA do Banhado Grande. A classe “Arroz fora do limite do Sistema Banhado Grande” é a classe que apresenta menor impacto sobre as áreas úmidas, pois na sua maioria são irrigadas por um grande conjunto de açudes. Dentro do limite do Sistema Banhado Grande existem três classes com diferentes impactos sobre as áreas úmidas. As áreas de arroz dentro dos limites do DNOS mostram onde as áreas úmidas já foram drenadas, existindo atualmente um grande conjunto de canais de drenagem. A classe de arroz dentro da área do Banhado Grande é atualmente a área mais preocupante, e ocupa áreas de transição do banhado principalmente relacionadas com os pulsos de inundação que ocorrem na área (GUASSELLI, et al., 2012).

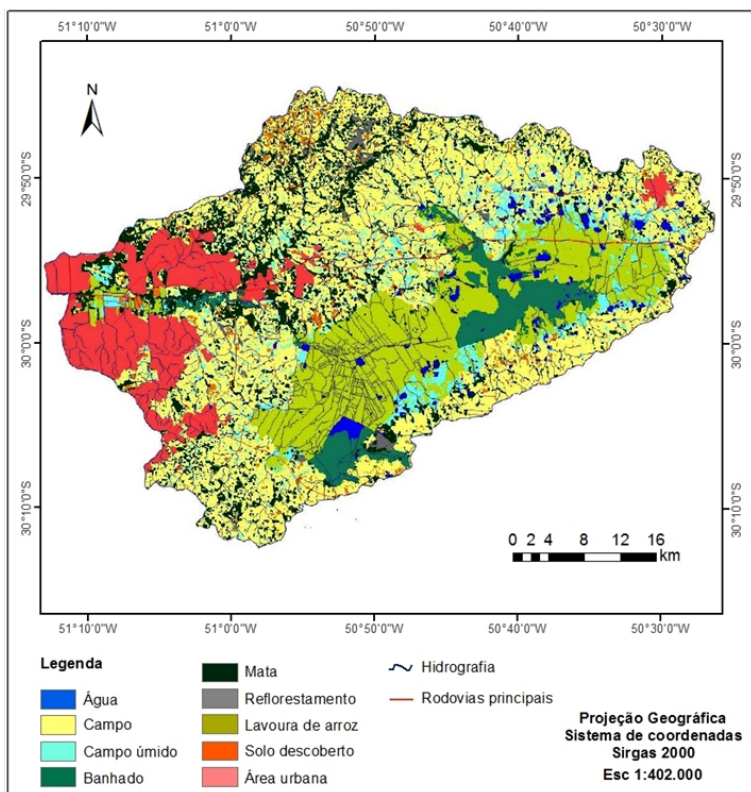


Figura 7. Uso do solo na bacia do rio Gravataí. Fonte: Modificado de Rio Grande do Sul, 2012.

Devido a ampliação da irrigação para o cultivo do arroz, o rio Gravataí teve parte do seu leito retificado e sua planície de inundação passou a ter uma malha de canais em seu trecho médio. O extinto Departamento Nacional de Obras de Saneamento (DNOS), na década de 1960, retificou parte do curso do rio principal a partir da construção de um canal que percorre 25 km na calha original do rio, a partir do Banhado Grande e até próximo ao limite oeste da APABG.

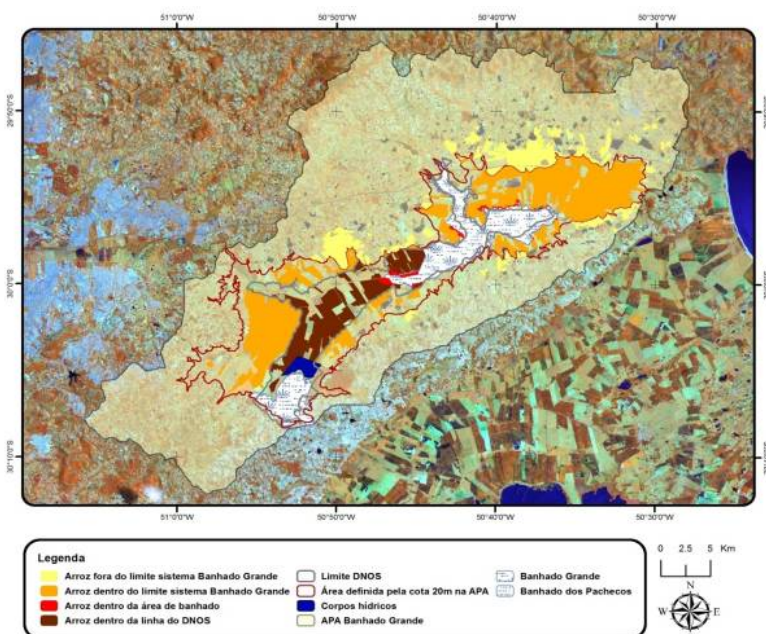


Figura 8. Mapeamento temporal da rizicultura, APA do Banhado Grande - RS.

A fotografia aérea do início dos anos 1960, Figura 9, mostra a área da planície do rio Gravataí num grande pulso de inundação, característico do período pré-retificação do DNOS. Destacam-se os meandros entrelaçados (WARD; STANFORD, 1995), a extensão da inundação, que mostra os limites naturais da planície inundável do rio Gravataí, e o estabelecimento de uma conectividade entre os banhados Grande e dos Pachecos.

A construção do canal foi interrompida pelo DNOS, mas uma série de canais secundários foram construídos, de forma independente, por um grupo de proprietários rurais ampliando o canal em direção ao Banhado Grande. Esse trecho de drenagem ampliado, Figura 11, no formato de um “Y” invertido, localiza-se no Banhado do Chico Lomã (nos municípios de Santo Antônio da Patrulha e Viamão). Devido à falta de planejamento e de um responsável técnico para a abertura e ampliação do canal o

fundo deste “Y” não permaneceu uniforme. Esse fator acarretou, através dos anos, em um aumento da velocidade da água pela descida do escoamento nos degraus de desníveis, favorecendo o processo erosivo do Banhado Grande.

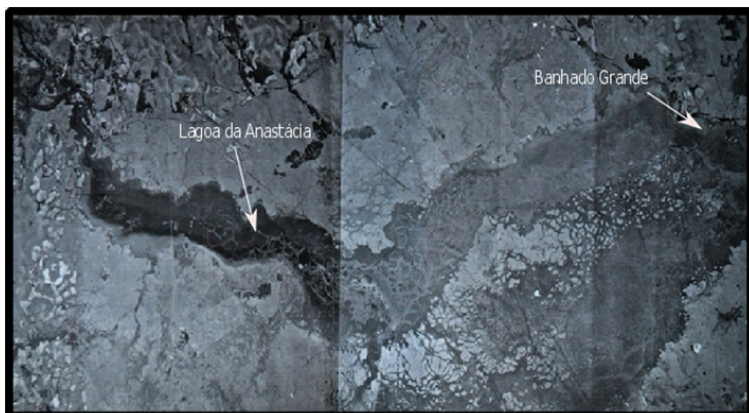


Figura 9. Fotografia aérea da planície de inundação do rio Gravataí. Destaque para a conectividade entre a planície de inundação e o Banhado Grande, e a área denominada de lagoa da Anastácia. Fonte: METROPLAN.

A configuração geomorfológica e hidrográfica faz com que as áreas úmidas da BHRG se transformem em bacias de acumulação de água, em função das baixas cotas altimétricas registradas nestes ambientes, o que dificulta o escoamento superficial e contribui para a grande quantidade de umidade presente nas áreas de banhado.



Figura 10. Trecho retificado do rio Gravataí em azul, e ampliação em direção ao banhado realizada pelos proprietários. Fonte: *Google Earth*, 2016.

Conhecida popularmente como lagoa da Anastácia, esta área não pode ser considerada como tal, pois, é formada por antigos meandros, desativados pelo trecho canalizado do rio Gravataí, Figura 11. Esta área permanece quase que continuamente inundada e, segundo Brenner (2016) isto favoreceu a preservação deste ambiente, pois, impossibilitou a expansão do cultivo do arroz irrigado sob a planície.



Figura 11. Área inundada da lagoa da Anastácia, planície de inundação do rio Gravataí (APABG).

Vê-se em primeiro plano o leito retificado do rio Gravataí e sua planície adjacente. Nota-se que a inundação ultrapassa a cerca de divisa de propriedades conectando o rio e sua planície, permitindo interações entre os diferentes ambientes.

Essas áreas são de extrema importância para conservação, pois em períodos de grandes pulsos de inundação, se estabelece uma conectividade entre as Áreas Úmidas (AUs) da APABG, formando uma extensa área inundável entre o Banhado Grande, o Banhado dos Pachecos e a planície de inundação do rio Gravataí, Figura 12.

A hidrodinâmica do Banhado Grande perfaz um ciclo de inundações sazonais, que apresenta maiores inundações nos períodos típicos de maior precipitação na região da Bacia Hidrográfica do rio Gravataí, que ocorre entre o inverno e a primavera (MELLO, 1998). Segundo Junk et al. (1989), a principal função de força responsável pela existência, produtividade e interações da biota maior em sistemas rio-planície de inundação é o pulso de inundação, que constitui uma via de interação lateral.

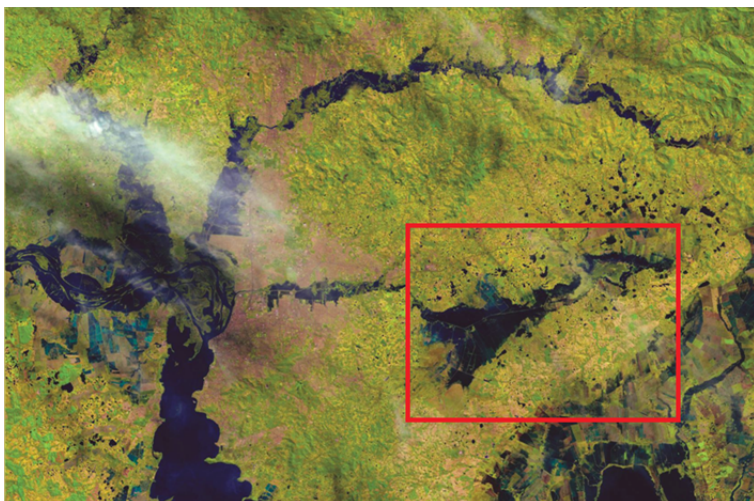


Figura 12. Imagem durante um pulso de inundação na área, em destaque a conectividade entre as áreas úmidas da APABG (Banhados e Planície de inundação). Fonte: Imagem do Sensor OLI do satélite Landsat 8, agosto de 2013.

A conectividade, considerando os atributos hidrogeomorfológicos, faz com que cada bacia hidrográfica possua um regime hidrológico próprio. Assim, entender a dinâmica da bacia, através da caracterização dos pulsos de inundação e dos níveis de conectividade é fundamental no delineamento, na classificação e na gestão das AUs.

As mudanças na dinâmica da conectividade podem afetar a ocorrência de espécies vegetais e animais que necessitam dos processos de inundação para completar seu ciclo de vida. Também, a ciclagem de nutrientes e a produtividade primária podem ser afetadas pela alteração da conectividade, pois, os processos ecológicos estão diretamente relacionados com os pulsos de inundação. Deste modo, a caracterização dos pulsos de inundação e da conectividade tornam-se fundamentais para a caracterização e entendimento da dinâmica das AUs.

A elevada demanda e consumo do setor de irrigação, atinge 84% da demanda total, como mostra o gráfico da Figura

13. Quando analisados os consumos hídricos, esta concentração chega a 95% (RIO GRANDE DO SUL, 2012). Os usos predominantes das águas são para irrigação das lavouras de arroz, onde este recurso é captado no entorno do Banhado Grande e no canal do DNOS. Para o abastecimento público o trecho de captação de água corresponde ao curso inferior, este local também serve como corpo receptor de grande carga de despejos domésticos e industriais.

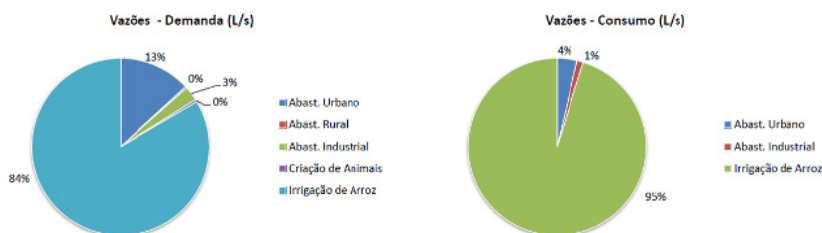


Figura 13. Gráfico das vazões de demanda e de consumo em (L/s) da bacia hidrográfica do rio Gravataí. Fonte: (Rio Grande do Sul, 2012).

Em grande parte, as lavouras de arroz são irrigadas entre a primavera e o verão, com águas procedentes da bacia do rio Gravataí. Normalmente é quando ocorrem os períodos de maior estiagem na bacia, entre os meses de novembro e março. Esta prática tem causado uma série de conflitos, devido à alta demanda da irrigação da lavoura, entre o abastecimento de água para o consumo da população, a pecuária e as atividades industriais.

A alta demanda para a irrigação das lavouras pode ser observada nas considerações de Mundstock et al. (2011), segundo o qual o manejo da água é uma das etapas mais importantes na boa condução da lavoura de arroz. A produtividade depende de um determinado volume hídrico para a irrigação durante o ciclo da safra. Para irrigar 1 ha são necessários cerca de 8.000 a 14.000 m³ de água, considerando as perdas na sua condução e distribuição nos canais.

Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande

A Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande (APABG) foi criada a partir do decreto Nº 38.971, de 23 de outubro de 1998, pelo governo do Estado do Rio Grande do Sul, com os seguintes objetivos:

1) preservar o conjunto de banhados formadores do rio Gravataí, conhecidos pelos nomes de Banhado Grande, Banhado do Chico Lomã e Banhado dos Pachecos localizados nos municípios de Glorinha, Gravataí, Santo Antônio da Patrulha e Viamão, respectivamente;

2) compatibilizar o desenvolvimento socioeconômico com a proteção dos ecossistemas naturais ali existentes;

3) conservação os solos e dos recursos hídricos;

4) implementar estratégias de gerenciamento em nível de bacia;

5) contribuir para a otimização da vazão do rio Gravataí;

6) proteger a flora e a fauna nativas, principalmente as espécies da biota, raras, endêmicas, ameaçadas ou em perigo de extinção;

7) recuperar as áreas degradadas com vista à regeneração dos ecossistemas naturais.

Quanto às atividades e empreendimentos dentro da APA, o decreto prevê que serão permitidos apenas os compatíveis com os objetivos de conservação mencionados no mesmo.

A APABG está inserida na bacia hidrográfica do rio Gravataí, e compreende em seus limites três áreas de banhados, o Banhado Grande, o Banhado Chico Lomã e o Banhado dos Pachecos, os quais desempenham importante função na hidrodinâmica dessa AU que apresenta grande diversidade biológica (MELLO, 1998; ACORDDI; HARTZ, 2006).

Meneghetti (1998) denomina essa composição de AUs da APABG como Sistema Banhado Grande (SBG). O SBG compreende um polígono delimitado pela cota altimétrica de 20 metros, e é composto (ACCORDI; HARTZ, 2006) por uma área contínua de brejos ou pântanos, terrenos inundáveis e arrozais.

O complexo do Banhado Grande é apontado como uma área importante para a conservação de aves, com relevância mundial (SEMA, 2000). Aves de interesse especial para conservação ocorrem na APA, entre as quais o veste-amarelo (*Xanthop-sar flavus*), a noivinha-de-rabo-preto (*Heteroxolmis dominicana*), o macuquinho-da-várzea (*Scytalopus iraiensis*) e o curiango-do-banhado (*Eleothreptus anomalus*). Além disso, na Refúgio de Vida Silvestre Banhado dos Pachecos ocorre o cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*). (FMMA, 2014)³. Ainda merecem destaque o jacaré-de-papo-amarelo, que utiliza seus refúgios para nidificar e criar seus filhotes, o narcejão, a corruíra-do-campo e o maçarico-real.

Na APABG, predominam os ambientes sedimentares de turfa heterogênea, intercalada ou misturada com areia silte e argila. As turfas são interligadas pelos depósitos de planície de inundação, composto por areia siltico-argilosa. Com base na convenção de Ramsar, que ocorreu em 1971, no Irã, a primeira convenção a conceituar e classificar áreas úmidas mundialmente, o Sistema Banhado Grande é classificado como ambiente de “turfeiras não florestadas” cercadas por “terra irrigada” (ACCORDI et al., 2003).

Predominam também os depósitos de planície lagunar e aluvionares, respectivamente com depósitos de areia siltico argilosa e areia grossa a fina, cascalho e sedimento siltico argiloso. Em decorrência dos diferentes ambientes de sedimentação, denominam-se neste estudo como áreas úmidas as áreas inundáveis da bacia (planície de inundação e banhados) e apenas como

³ FMMA. Fundação Municipal do Meio Ambiente de Gravataí. Relatório de Vistoria Técnica. Rio Gravataí, trecho médio superior. 2014. Relatório não publicado.

banhados os ambientes de turfeiras.

A APABG possui outras duas UCs em seu interior, o Refúgio de Vida Silvestre - RVS Banhado dos Pachecos e a Reserva Ecológica do Banhado Grande. O RVS Banhado dos Pachecos foi criado pelo Decreto Estadual Nº 41.559, de 24 de abril de 2002 com o objetivo de proteger seus ecossistemas, com exemplares da flora e fauna silvestres das formações remanescentes da Planície Lagunar, principalmente aqueles relacionados aos banhados; a conservação das nascentes formadoras do Rio Gravataí e a realização de pesquisas científicas e a Educação Ambiental. Localiza-se no município de Viamão, próximo ao limite sul da APA do Banhado Grande, com área aproximada de 2.543,46 ha.

A APABG também compreende áreas da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. A Reserva da Biosfera é um modelo, adotado internacionalmente, de gestão integrada, participativa e sustentável dos recursos naturais, com os objetivos básicos de preservação da diversidade biológica, o desenvolvimento de atividades de pesquisa, o monitoramento ambiental, a educação ambiental, o desenvolvimento sustentável e a melhoria da qualidade de vida das populações, sendo também reconhecida pelo Programa Intergovernamental “O Homem e a Biosfera - MaB”, estabelecido pela Unesco, organização da qual o Brasil é membro. (BRASIL, 2000)

Na APABG, a Reserva da Biosfera é constituída por duas Zonas Núcleo e uma ampla Zona de Amortecimento e Conectividade, Figura 15. As Zonas Núcleo correspondem ao Banhado Grande e ao Banhado dos Pachecos, e possuem como função a proteção da biodiversidade, por ser o habitat de espécies endêmicas ou ameaçadas de extinção, áreas consideradas de alta prioridade para conservação da biodiversidade com alta restrição de uso, e áreas de formação de mosaicos e corredores ecológicos. (LINO et al., 2009).

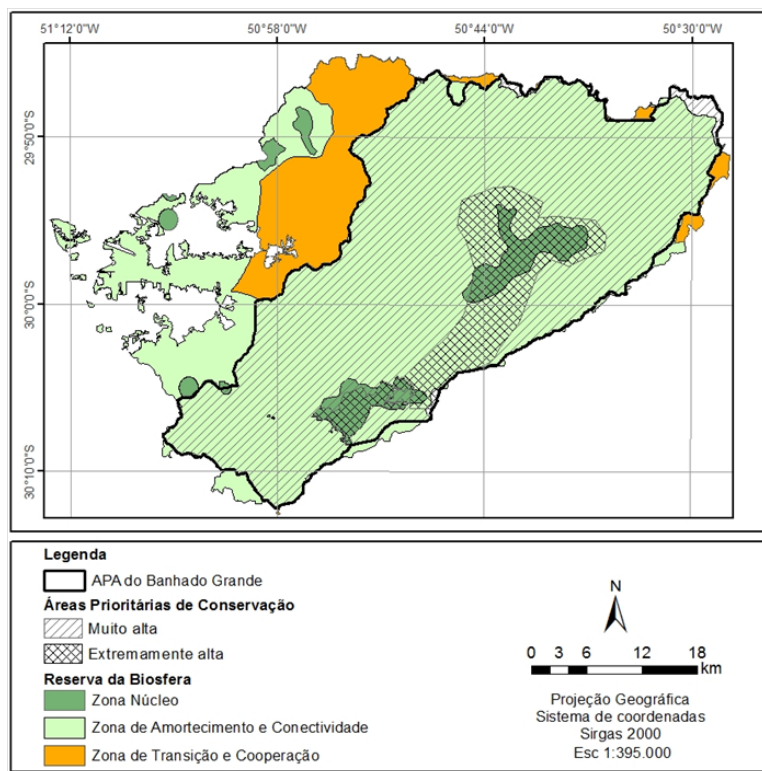


Figura 14. Reserva da Biosfera da Mata Atlântica e áreas prioritárias para conservação.

Na Zona de Amortecimento e Conectividade só são admitidas atividades que não resultem em dano para as áreas-núcleo tendo por objetivos minimizar os impactos negativos sobre estes núcleos e promover a qualidade de vida das populações da área, especialmente as comunidades tradicionais. Nos limites norte e oeste da APA encontra-se a Zona de Transição e Cooperação, onde os processos de ocupação e o manejo dos recursos naturais devem ser planejados e conduzidos de modo participativo e em bases sustentáveis.

Além das áreas de banhado serem protegidas pelas restrições de gestão da APA e da Reserva da Biosfera, a Portaria Nº 09, de 23 de janeiro de 2007, do Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2007) estabelece como áreas com prioridade extremamente alta de conservação devido a existência de espécies em extinção e a biodiversidade, e por serem formadores do rio Gravataí. Uma área para contemplar a conexão entre os banhados através de corredor ecológico também possui prioridade extremamente alta de conservação. A APABG possui prioridade de conservação muito alta devido aos aspectos já citados e por possuir características de sítio Ramsar devido à presença de turfeiras, sendo as principais ameaças a caça, uso de agrotóxicos, drenagens e canalização do rio Gravataí.

A Figura 15 representa a conectividade formada pela soma de datas em que ocorreram inundações. Observa-se uma semelhança quanto aos pulsos de inundação verificados nas imagens de 20/09/2009 e 21/10/2014, quando choveu, nos 30 dias anteriores, um acumulado de 201,2 mm e 204,7mm, respectivamente (SIMIONI, 2017; SIMIONI, et al., 2017).

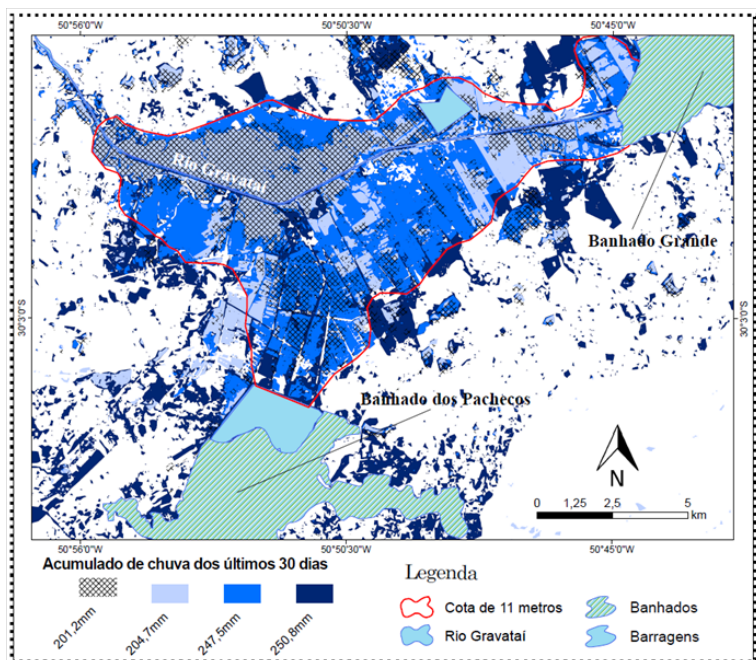


Figura 15. Conectividade entre as Áreas Úmidas da APABG, a partir de imagens NDWI.

A presença da conectividade na Figura 16 ocorre quando os valores de precipitação são superiores a 247 mm, quando se identifica a formação de um triângulo inundável, conectando as Áreas Úmidas associadas aos banhados Grande, dos Pachecos e a planície inundável do rio Gravataí. Este fato demonstra a importância da preservação desta área, servindo como subsídio para o controle de enchentes, regulação climática, manutenção da biodiversidade e troca de sedimentos e organismos vivos.

Referências

ACCORDI, I. A.; HARTZ, S. M.; OHLWEILER, A. O sistema Banhado Grande como uma área úmida de importância internacional. In: II Simpósio de Áreas Protegidas—conservação no âmbito do Cone Sul. 2003. Pelotas. **Anais**. p. 56-63, 2003.

BRASIL, Lei Federal nº 9.985. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, **institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências**. Brasília, DF, 2000.

BRASIL. Portaria Nº 09, de 23 de janeiro de 2007. **Estabelece áreas prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira**. Diário Oficial da União. Brasília. Nº 17. MMA. Ministério do Meio Ambiente.

BRENNER. V. C. **Proposta metodológica para renaturalização de trecho retificado do rio Gravataí – RS**. Porto Alegre. 2016. 94f. Dissertação (Mestrado em Geociências). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Instituto de Geociências. Programa de Pós-Graduação em Geografia.

CPRM. COMPANHIA DE PESQUISAS EM RECURSOS MINERAIS. Mapa litológico. **Georref**. Disponível em: <http://geobank.cprm.gov.br/>. Acesso em: 07 ago. 2016

DNOS. Departamento Nacional de Obras de Saneamento (1985b). **Planejamento Integrado dos Recursos Hídricos da Bacia do rio Gravataí**. Projeto de coordenação técnica Brasil-Alemanha. Estudos integrados de bacias hidrográficas, v.2. 334p.

ETCHELAR, C. B. **Análise do processo erosivo no banhado grande, município de Glorinha-RS**. Trabalho de Conclusão de Curso (Monografia). 2014. 72f. Instituto de Geociências. Curso de Geografia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2014.

FMMA. Fundação Municipal do Meio Ambiente de Gravataí. **Relatório de Vistoria. Rio Gravataí, trecho médio superior**. 2014. Relatório não publicado.

FRANTZ, D. G; CLOVIS, C. C; ROBERTO, V; MARY ANNE, T. G. Ca-

racterização de ambientes paludiais da Planície Costeira do Rio Grande do Sul em imagens orbitais TM Landsat 5. 1990. Disponível em: <<http://bibdigital.sid.inpe.br/rep-/dpi.inpe.br/marte@80/2008/08.18.14.23>>. Acesso em: 20 mai. 2012.

GUASSELLI, L. A.; BELLOLI, T. F.; ETCHELAR, C. B. Questões ambientais associadas a produção de arroz, Região Metropolitana de Porto Alegre. In: GUASSELLI, L.A.; MEDEIROS, R.M.V (Org). **Impactos da produção de arroz na Região Metropolitana de Porto Alegre. Análise territorial e ambiental**. Porto Alegre. Imprensa Livre. p. 53-72, 2015.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisas agropecuárias. 2ed. Rio de Janeiro. 2002. 92p. (Séries relatórios metodológicos). Disponível em <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/pam/2011/>>. Acesso em: jun. 2014.

JUNK, W. et al. Definição e classificação das Áreas Úmidas (AUs) brasileiras: base científica para uma nova política de proteção e manejo sustentável. Cuiabá: CPP/INAU, 2012. Disponível em < <http://www.cppantanal.org.br/wp-content/uploads/2015/06/14-12-2012.pdf>>. Acesso em: 02 ago. 2016.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The Flood Pulse Concept in River, 1989.

KIRCHHOF, S. Debate sobre a bacia do rio Gravataí fortalece diálogo entre entidades e produtores. **IRGA. Notícias**. Disponível em: <<http://www.irga.rs.gov.br/conteudo/6661/debate-sobre-a-bacia-do-rio-gravatai-fortalece-dialogo-entre-entidades-e-produtores>>. Acesso em: 24 nov. 2016.

LINO, C. F.; DIAS, H.; ALBUQUERQUE, J. L. **Reserva da Biosfera da Mata Atlântica: revisão e atualização dos limites e zoneamento da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica em base cartográfica digitalizada**. Fase VI. São Paulo: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. 2009. Disponível em < http://www.rbma.org.br/rbma/pdf/caderno_38.pdf>. Acesso em: 12 set. 2016.

MELLO, L. P. **Percepção da paisagem e conservação ambiental no Banhado Grande do Rio Gravataí (RS)**. 1998. 365f. Tese (Doutorado em Geografia) Departamento de Geografia, Universidade de São Paulo. São Paulo. 1998.

OLIVEIRA, M. L. A. A.; BALBUENO, R. A.; SENNA, R. M. Levantamento florístico de fragmentos florestais na bacia hidrográfica do Rio

Gravataí, Rio Grande do Sul, Brasil. **IHERINGIA, Sér. Bot**, Porto Alegre, v. 60, n. 2, p. 269-284, 2005.

PROTEGER. **Programa Técnico Para o gerenciamento da Região Metropolitana de Porto Alegre. Geomorfologia da Bacia do rio Gravataí**. Série Cartas Temáticas. Porto Alegre. Vol.1. Disponível em: <http://www.ecologia.ufrgs.br/labgeo/arquivos/downloads/dados/Bacia_Gravatai/Referencias/Proteger_Bacia_Gravatai_1_Geomorfologia.pdf>. Acesso em: 11 ago. 2016.

RODRIGUES, L. N.; BACHI, F. A.; VILLWOCK, J. A.; TOMAZELLI, L. J. **Programa Levantamentos Geológicos Básicos do Brasil. Subprograma de Integração Geológica-Metalogenética: folha Gravataí - SH.22-X-C/1**. Porto Alegre: CPRM: UFRGS/CECO, 2000.

RIO GRANDE DO SUL. **Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do rio Gravataí**. Relatório Final. Secretaria Estadual do Meio Ambiente. 2012.

ROSSATO, M. S. **Os climas do Rio Grande do Sul: variabilidade, tendências e tipologia**. 2011. 240f. Tese. (Doutorado em Geografia). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Rio Grande do Sul.

RUBBO, M. **Análise do potencial hidrogeológico do aquífero cenozoico da bacia hidrográfica do rio Gravataí – RS**. 2004. 95p. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. IPH/UFRGS, 2004.

SEMA. Secretaria do Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. Banhado dos Pachecos. Disponível em: <http://www.sema.rs.gov.br/conteudo.asp?cod_menu=4&cod_conteudo=2954>. Acesso em: 03 nov.2016

SIMIONI, J. P. D. **Pulsos de Inundação e conectividade em áreas úmidas, Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande – RS**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Dissertação de mestrado em Geografia. 2017, 143p.

SIMIONI, J. P.; GUASSELLI, L. A.; ETCHELAR, C. B. Conectividade entre os humedais da EPA de Banhado Grande, RS. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.22, n.15. p. 1-11, 2017.

TEIXEIRA, M. B.; COURA NETO, A. B.; PASTORE, U.; RANGEL FILHO, A. R. L. **Vegetação: as regiões fitoecológicas, sua natureza e seus recursos econômicos**. Estudo Fitogeográfico. In: RADAMBRASIL, v. 33. Folha SH.22, Porto Alegre; SH.21, Uruguaiiana; SI.22 Lagoa Mirim:

geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra. Rio de Janeiro: IBGE. 1986. Disponível em: <<http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv24027.pdf>>. Acesso em: 20 jan.2016.

VILWOCK, J. A.; TOMAZELLI, L. J. **Geologia Costeira do Rio Grande do Sul**. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 1995.

2.2 Unidades de Paisagem das Áreas Úmidas na BHRG

*Cecília Balsamo Etchelar
João Paulo Delapasse Simioni*

Introdução

Globalmente, as Áreas Úmidas (AUs) apresentam uma função ecológica valiosa, desempenhando importantes papéis funcionais na ciclagem de nutrientes, recarga de aquífero, retenção de sedimentos, controle de inundações, entre outros (GARDNER et al., 2015; REBELO et al., 2017).

Junk et al. (2011) estimam que 20% do território brasileiro é composto por AUs de diferentes origens e compreendidas por diferentes unidades geomorfológicas e vegetacionais (CUNHA et al., 2015). Diante disto, estabelecer limites e classificar as Áreas Úmidas é uma tarefa complexa, tendo em vista a falta de critérios para sua definição e delimitação.

Diversos tratados e convenções internacionais têm abordado a importância da classificação das AUs com vistas na preservação. A mais importante e conhecida convenção sobre AUs foi a de Convenção de Ramsar (1971). Os países que ratificaram a Convenção de Ramsar são obrigados a implementarem o planejamento para promover o uso racional das AUs e desenvolverem políticas de manejo e conservação (GARDNER et al., 2015). Entretanto, apesar de 169 países terem assinado este acordo, ain-

da existem tendências negativas e muitas AUs continuam sendo drenadas e degradadas (GARDNER et al., 2015; REBELO et al., 2017).

Mais recentemente, a Convenção sobre a Diversidade Biológica (CBD, 1992) obriga os países signatários da Convenção de Ramsar a reabilitarem e restaurarem os ecossistemas degradados e proporem o gerenciamento dos recursos ecológicos, indispensáveis para a conservação da diversidade biológica (GLOWKA et al., 1994). Deste modo, Rebelo et al. (2009) entendem que, para gerenciar e conservar efetivamente as AUs, os países precisam de inventários atualizados e precisos da ocorrência e distribuição de AUs, bem como meios para monitorá-las.

Os inventários e classificações de AUs baseiam-se na aquisição de informações que descrevam as suas características ecológicas, proporcionando dados necessários para formular estratégias, intervenções normativas e de manejo. Ao estabelecer políticas sólidas e marcos regulatórios para a sua conservação e uso racional, o desenvolvimento de inventários é uma ferramenta essencial, pois fornece informações adequadas para promover a conservação das AUs (BENZAQUÉN et al., 2013; CUNHA et al., 2015).

Neste contexto, diversos autores têm abordado metodologias para a classificação e delineamento das AUs. Destacam-se os trabalhos de Carter (1986) de classificação das AUs a partir de aspectos como fisionomia, vegetação e química da água; Maltchik et al. (2004) que classificaram as AUs do Rio Grande do Sul com base nas comunidades de plantas; Smith et al. (2007) que definiram as unidades de paisagem de AUs a partir dos padrões espaciais das variáveis químicas da água e do solo; Bao e Ren (2011) que desenvolveram metodologia para classificação da vegetação de AUs utilizando redes neurais; Junk et al. (2013) que abordaram a classificação das AUs a partir da dinâmica hidrológica e dos pulsos de inundação; E, Tooth (2017) que propôs a classificação das AUs a partir da geomorfologia.

Diante disto, este trabalho tem por objetivo o desenvolvimento e aplicação de metodologia baseada nas características físicas do relevo, na dinâmica de inundação e nos padrões da vegetação, para realizar a classificação das AUs da Bacia Hidrográfica do rio Gravataí em Unidades de Paisagem.

Mapeamento das características físicas da BHRG

Para a realização do mapeamento das características físicas do relevo foram buscados em diferentes fontes, dados de altimetria, solos, geologia, geomorfologia). Os dados altimétricos foram gerados a partir de imagens do *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), disponíveis no TOPODATA (Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil). Estabeleceu-se como limite a cota altimétrica de 11 metros, pois, conforme Simioni et al. (2017) durante grandes pulsos de inundação está área inunda conectando os diferentes compartimentos de AUs na BHRG.

O mapeamento de solos e geomorfologia foram adaptados de Nilsen (2004) e manipulados no software ArcGis 10.4. Já os dados de geologia foram buscados junto à plataforma *GeoBank* da Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM, 2008).

Índices de Sensoriamento remoto

Conforme Jensen (2009) os IVs são medidas radiométricas adimensionais obtidas por diferentes relações matemáticas entre as diversas bandas espectrais dos sensores. Estas medidas guardam estreita relação com vários parâmetros biofísicos da vegetação, tais como: índice de área foliar (IAF), teor de clorofila da vegetação, quantidade de biomassa, % de cobertura do solo, entre outros (BASTOS, 2014).

Bastos (2014) salienta que um dos índices mais utilizados é o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), proposto inicialmente por Rouse et al. (1974) a partir da normalização da razão simples, situando-a no intervalo de variação entre -1 e +1, onde valores abaixo de 0 (referem-se a vegetação sem folha, submetida a condição de estresse hídrico por déficit de água no solo), e acima de 0 (relativo a vegetação com folhas, sem restrições hídricas e na plenitude de suas funções metabólicas e fisiológicas).

O NDVI tem sido amplamente utilizado no sensoriamento remoto da vegetação. Este índice utiliza irradiações ou remissões da banda do vermelho (em torno de 0,66 μm) e a banda do infravermelho próximo (NIR), em torno de 0,86 μm . A banda do vermelho (Red) está localizada na região de absorção da clorofila forte, enquanto o canal de infravermelho possui sua alta refletância na copa de vegetação. O NDVI é calculado pela Equação 1:

$$NDVI = \frac{(NIR - RED)}{(NIR + RED)}$$

Seguindo a mesma linha de discussão, na obtenção de uma diferença normalizada para fins de diminuição de influências externas resultante do processo de aquisição das imagens de sensoriamento remoto, Gao (1996) propôs o Índice de Diferença Normalizada da Água (NDWI), para identificar águas abertas, substituindo a banda do vermelho pela banda do infravermelho de ondas curtas (SWIR). O valor de NDWI varia de -1 para 1. Gao (1996) definiu zero como o limiar. Isto é, o tipo de cobertura é água se $NDWI \geq 0$ e é não água se $NDWI \leq 0$ (BRENNER; GUASSELLI, 2015). O NDWI (GAO, 1996) é calculado pela Equação 2:

$$NDWI = \frac{(NIR - SWIR)}{(NIR + SWIR)}$$

Definição das Unidades de Paisagem

O mapa de UP foi gerado utilizando o limite dos solos hidromórficos. Para a UP Turfeira, foram considerados os setores com depósitos turfáceos lagunares que estão permanentemente inundados pelo sistema hidrográfico e o solo da classe dos Gleissolos. Para a UP Ribeirinha/Planície de Inundação, foram atribuídas as áreas de várzea do rio Gravataí e seus arroios contribuintes, correspondendo aos depósitos das unidades: aluvionares, planície de inundação, planície lagunar, relacionados aos planossolos (NIELSEN, 1994). A classificação do uso e ocupação do solo das Unidades de Paisagem foi realizado de forma manual pela imagem base no *software ArcGIS 10.3*.

Resultados

O mapa altimétrico, Figura 1, destaca as cotas altimétricas entre 0 e 20 metros na BHRG. Essas áreas correspondem ao limite das AUs e dos banhados: Grande, dos Pachecos e da planície de inundação do rio Gravataí. Destaca-se que as maiores cotas se encontram a leste da bacia, justificando o fluxo do rio no sentido leste-oeste.

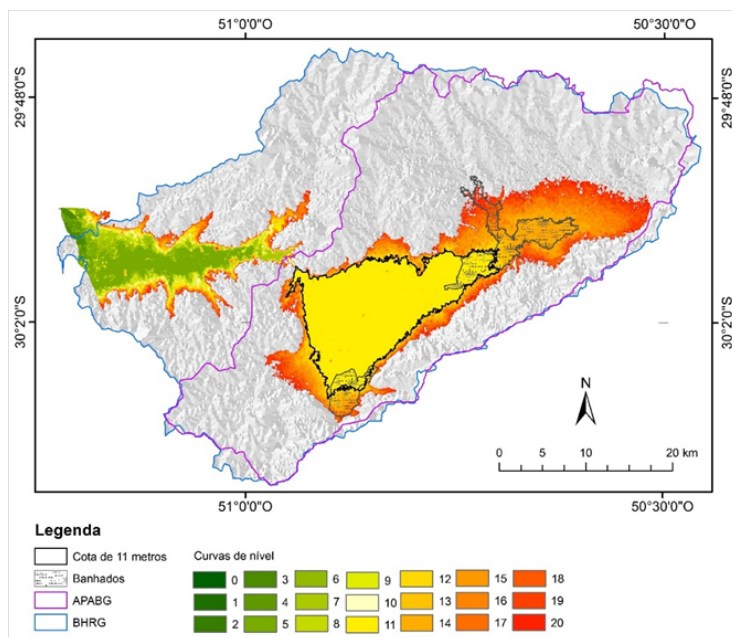


Figura 1. Mapa altimétrico das áreas entre 0 e 20 metros na APABG/BHRG.

A cota de 11 metros (em amarelo na área da APABG) conecta os banhados, a planície de inundação do rio Gravataí e as áreas suscetíveis aos grandes pulsos de inundação através de uma extensa área plana (SIMIONI, 2017; SIMIONI et al., 2017).

A análise das fotografias da década de 1970, Figura 2, mostra que a produção orizícola ainda não havia se expandido ao ponto de descaracterizar a ligação existente entre o Banhado Grande e o Banhado dos Pachecos. Na área da cota altimétrica de 11 metros, ainda é possível perceber a conexão entre os banhados, na área de ocorrência depósitos de planície lagunar (Figura 5), estabelecendo uma conectividade entre eles, e os depósitos aluvionares associados ao rio Gravataí.

Entretanto, atualmente essa área inundada em períodos de grandes pulsos de inundação, encontra-se densamente ocupada

pelo cultivo de arroz irrigado (GUASSELLI et al., 2013; BELLOLI, 2016).

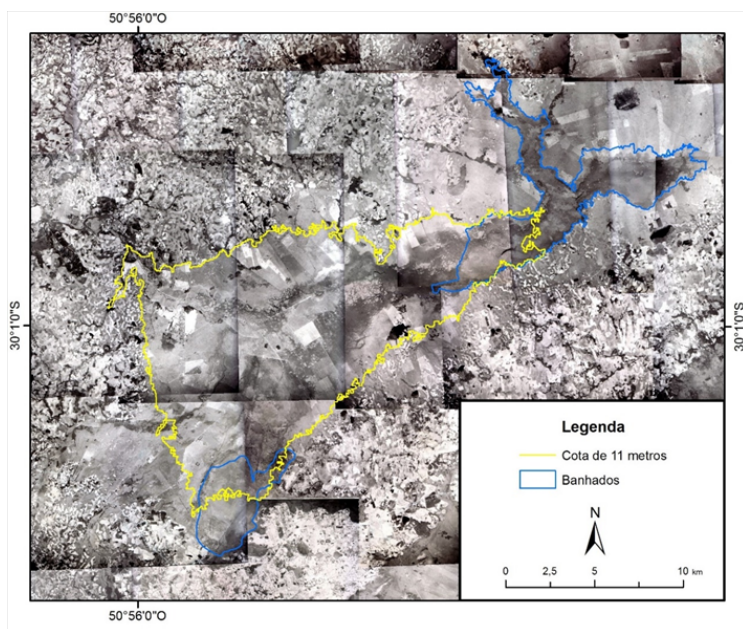


Figura 2. Mosaico de fotografias aéreas, década de 1970, e limite da cota de 11m, APABG/BHRG.

Podemos também relacionar a delimitação e localização das áreas de banhado e a delimitação das AUs da planície de inundação do rio Gravataí considerando as áreas limítrofes entre a Bacia Sedimentar do Paraná e a Bacia Sedimentar de Pelotas (Figura 2.4).

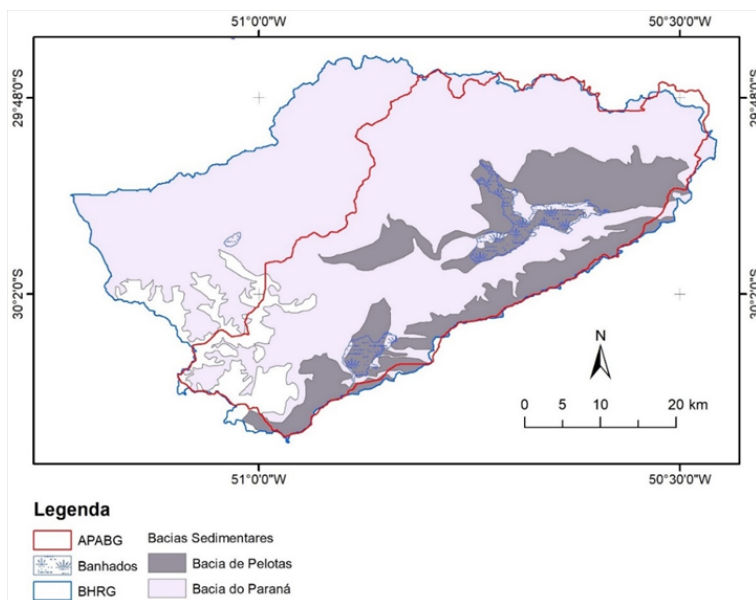


Figura 3. Bacias sedimentares nos limites da APABG/BHRG. Fonte: Adaptado de CPRM.

A BHRG se localiza na parte mais interna da Planície Costeira e é formada por unidades sedimentares marinhas e flúvio-lacustres inconsolidadas pertencentes à Bacia de Pelotas. A Planície Costeira apresenta relevo muito baixo, próximo do nível do mar e é caracterizada por regiões extensas de banhados, lagos e lagoas (VILLWOCK e TOMAZELLI, 2007 e CPRM, 2008).

O Sistema de Barreira-Laguna I também denominada de Coxilha das Lombas, resultou, principalmente, do acúmulo de sedimentos eólicos sobre depósitos praias. Já o sistema lagunar ocupou terras baixas entre os depósitos eólicos e rochas sedimentares da Bacia do Paraná. Os depósitos deste sistema refletem um complexo de ambientes deposicionais instalados na região de retrobarreira, resultando em depósitos aluviais, lagunares, lacustres e paludiais (CPRM, 2008).

O mais antigo sistema deposicional do tipo “laguna-barreira” (RUBBO, 2004), o Sistema Lagunar I ocupou as terras baixas situadas entre a Barreira I e os depósitos do sistema de leques aluviais acumulados no sopé das terras altas, constituídas pelos terrenos mais antigos, formados, principalmente pelas rochas sedimentares paleozóicas e mesozóicas da Bacia do Paraná. A região abrange boa parte das bacias do rio Gravataí e do complexo fluvial do Guaíba. (VILLWOCK e TOMAZELLI, 2007). A bacia sedimentar do Paraná se associa à localização da planície de inundação do rio Gravataí. Já, a bacia sedimentar de Pelotas compreende, na quase totalidade as áreas de banhado.

Segundo dados da CPRM (2008) a formação geológica da Bacia do Gravataí, Figura 4, demonstra que o corredor que interliga os banhados não apresenta um canal bem definido. As AUs da APABG apresentam as seguintes formações: Depósitos de planície de inundação e de depósitos de planície lagunares associados à barreira IV: areias siltico-argilosas, mal selecionadas, de cores claras e laminação plano-paralela incipiente. Já as áreas de banhado correspondem a depósitos de turfeira, formado por depósitos paludais: turfas heterogêneas intercaladas ou misturadas com areias, siltes e argilas plásticas.

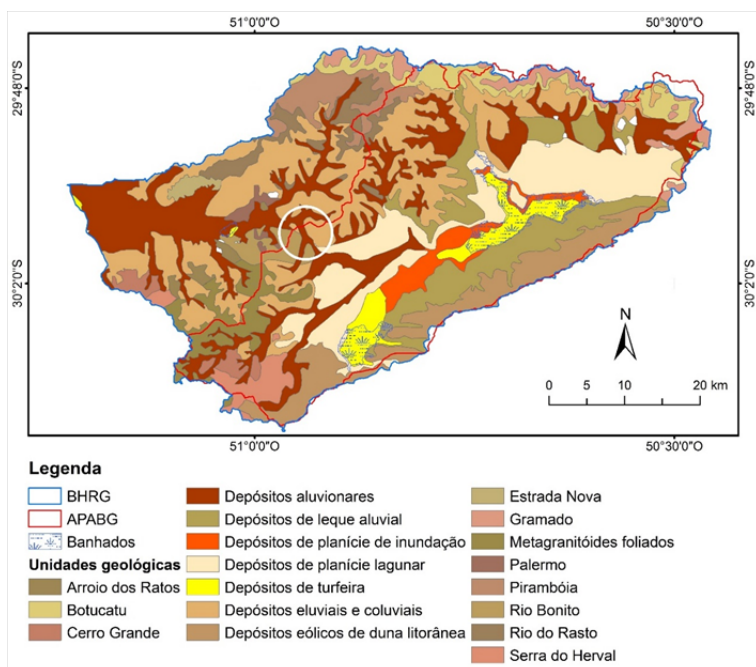


Figura 4. Geologia na área da APABG/BHRG. Fonte: CPRM, 2008.

A diferenciação dos compartimentos fluviais e lagunares, confinados na área plana da bacia, mostra um “estrangulamento” (destacado na Figura 4 por um círculo branco) onde o rio torna-se um canal estreito sobre depósitos aluvionares, associados à barreira IV: cascalhos e areias, em corpos tabulares isolados, siltico-argilosos, com restos vegetais. Também nesta unidade geológica, encontra-se o trecho retificado do rio (CPRM, 2008).

A produção de arroz no Rio Grande do Sul é concentrada na metade sul, onde predominam, nas terras baixas, os Planossolos e Gleissolos (SILVA et al., 2011). As áreas com solos hidromórficos (solos mal drenados ou muito mal drenados) da APABG/BHRG se subdividem nestas duas categorias de solo. No mapa de solos da APABG/BHRG, Figura 5, destaca-se que os Pla-

nossolos estão associados à hidrologia da bacia e os Gleissolos com as áreas de banhado.

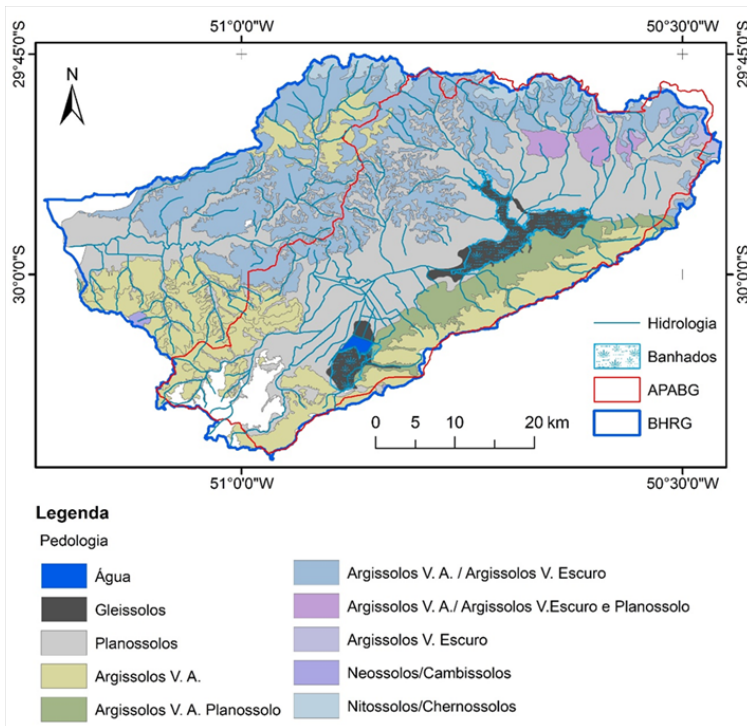


Figura 5. Pedologia na APABG/BHRG. Fonte: NIELSEN, 2004.

Gleissolos possuem textura argilosa a muito argilosa, situados em relevo plano e substrato flúvio lagunares. Estão associados a áreas com lençol freático aflorante na maior parte do ano. São solos que passam pelo processo de gleização, pelo excesso de matéria orgânica. Já os solos Planossolos, possuem textura média a argilosa, também situados em relevo plano e substrato de depósitos flúvio lagunares, apresentando predominantemente cores acinzentadas típicas de redução de ferro. Os Planossolos circundam os solos dos banhados, compreendendo as AUs que aportam as lavouras de arroz (NIELSEN, 1994).

Os Planossolos apresentam perfis com sequência de horizontes A, E, Bt e C. O horizonte A, geralmente, possui coloração mais escura e o horizonte E apresenta coloração clara. Ambos possuem textura arenosa com passagem abrupta para o horizonte Bt (um horizonte argiloso e adensado). Essa mudança radical de textura dos horizontes (A +E) para o Bt é o que diferencia os Planossolos dos Gleissolos (STRECK et al., 2008).

A partir da ocorrência dos solos hidromórficos na área da APABG/BHRG, podemos associar este dado com as variáveis de NDVI e NDWI. A análise da distribuição dos valores de NDWI, Figura 6, permite verificar a relação entre os índices de umidade e as formações vegetacionais na bacia do rio Gravataí.

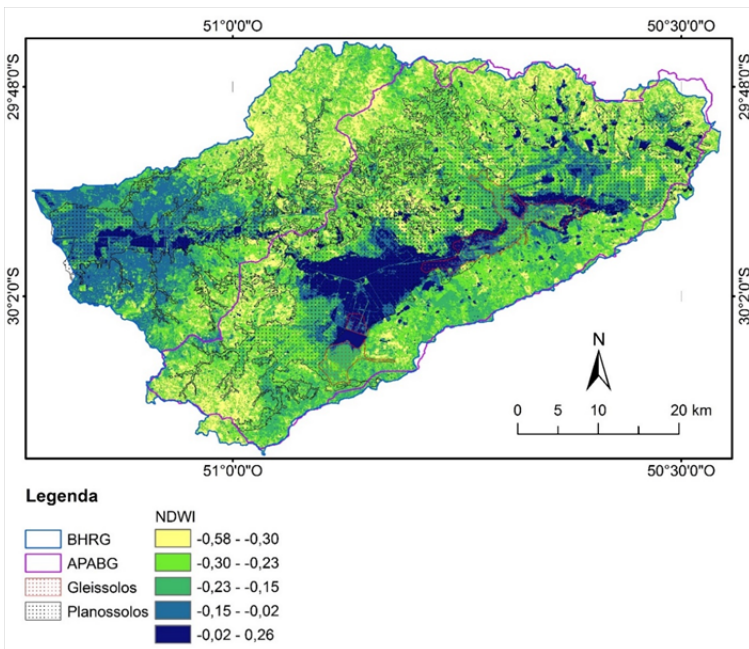


Figura 6. Mapeamento de NDWI, 30 de agosto de 2013. Fonte: USG.

A vegetação com menor teor de umidade apresenta valores entre -0,58 e -0,30. Segundo (GAO, 1996) as áreas de vegetação seca tendem a apresentar índices inferiores a 0. A vegetação com maior teor de umidade localiza-se nos limites definidos pela ocorrência de Planossolos e Gleissolos com índices entre -0,30 e -0,15. As áreas que apresentam maiores índices de umidade são áreas de forte presença de água e estão inseridas na planície de inundação no centro da bacia. Essas áreas estão associadas aos cursos hídricos, açudes e barragens, com valores entre -0,02 e 0,26.

No mapeamento de NDVI, Figura 8, observa-se que os índices de maior umidade vegetal estão associados aos Planossolos e Gleissolos. O comportamento espectral para as áreas de banhado demonstra a presença da vegetação com três distintos intervalos de NDVI, que variam entre -0,7 e 1.

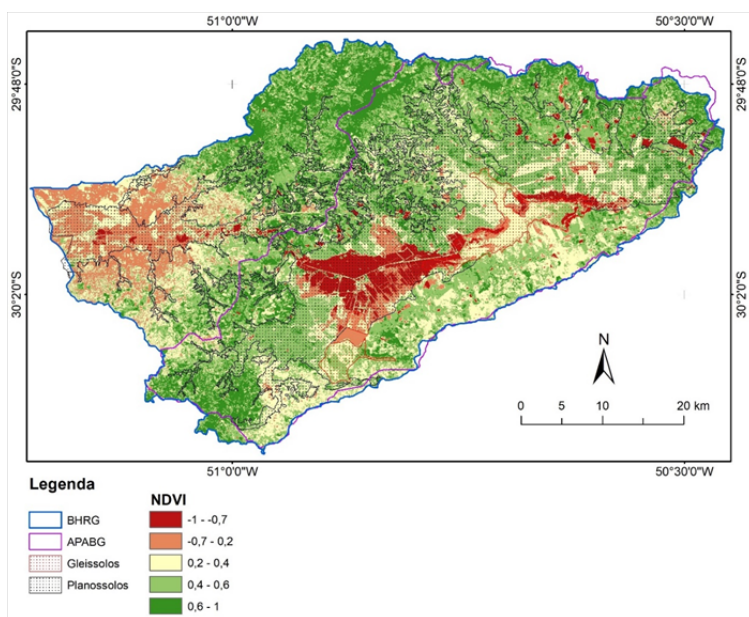


Figura 7. Classes de NDVI, 30 de agosto de 2013, APABG/BHRG. Fonte: USG.

Segundo Leite (2011) estes ambientes são dominados pelas comunidades vegetais de macrófitas aquáticas, Figura 8, que estão permanentemente alagados, diferentemente dos campos úmidos, que permanecem parcialmente e sazonalmente alagados. Estas formações vegetais variam de acordo com a região de dominância dentro do Banhado, e conforme o porte e o tipo das espécies que compõem o ambiente.

A dinâmica de inundações dos banhados ocorre sob uma sazonalidade na qual o período referente ao inverno demonstra respostas espectrais de seus principais elementos (vegetação e água) com a influência de fenômenos típicos para o período de inverno, como alta precipitação e a senescência de macrófitas aquáticas (GUASSELLI, 2005).

A proposta de um sistema de classificação de AUs com base em Molero e Novelli (2004) trata de maneira eficaz a necessidade de uma classificação padrão para os tipos de AUs, com a tipologia de Unidades de Paisagem.



Figura 8. Macrófitas aquáticas flutuantes - rio do Guará - Banhado Grande, em julho de 2015. Fotografia: C. B. Etchelar.

Com base nas características físicas como na altimetria, geologia, pedologia, NDVI e NDWI foi possível delimitar duas unidades de paisagem: UP Turfeira e UP Ribeirinha / Planície de Inundação, Figura 9. A UP Turfeira é uma unidade distribuída principalmente em áreas onde ocorre umidade em excesso ou onde o ambiente se mantém úmido permanentemente. A UP Ribeirinha inclui todas as AUs localizadas ao longo das vias navegáveis e das planícies de inundação que incluem formas como pântanos, meandros abandonados, lagoas, represas naturais, banhados, canais e outros elementos topográficos. Planícies de inundação e sua vegetação ripária estão adaptadas ao regime hidrológico regido pela frequência e duração da inundação (SIMIONI, 2017) e a influência das águas subterrâneas (MOLERO e NOVELLI, 2004, RUBBO, 2004).

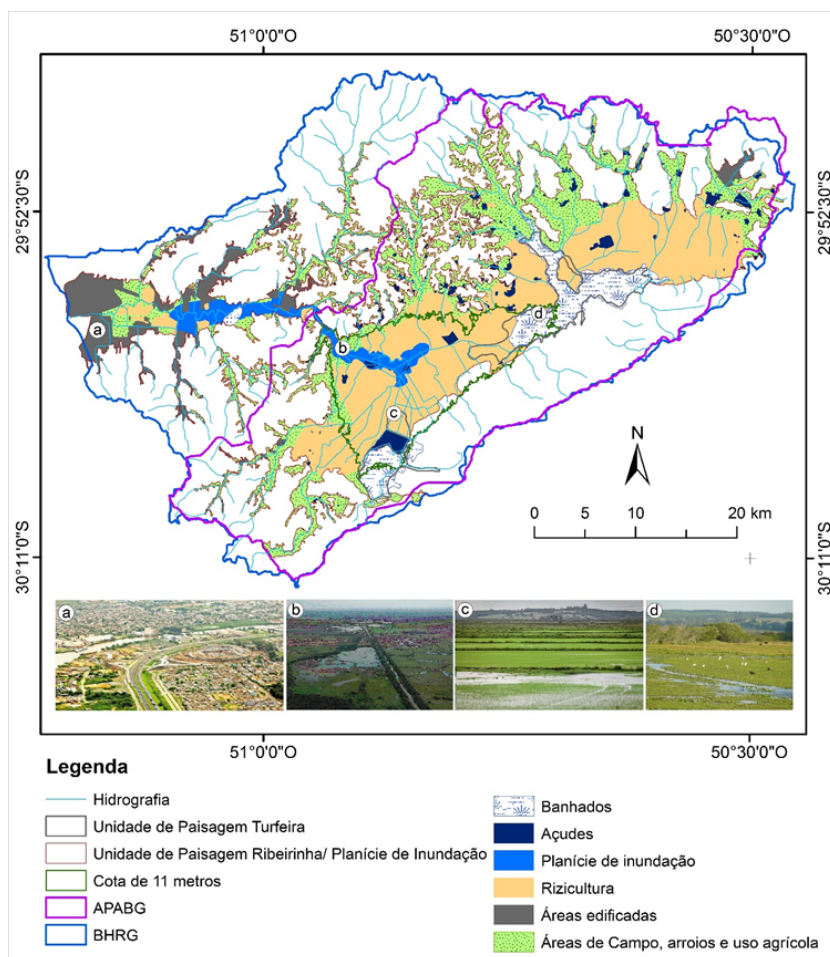


Figura 9. Mapeamento das Unidades de Paisagem e tipificação das AUs. Elaborado: C.B. ETCHELAR.

Na delimitação das AUs da APABG/BHRG a classificação UP Ribeirinha/Planície de inundação foi atribuída às áreas de várzea do rio Gravataí e arroios contribuintes, com característica de planossolo. E a classificação UP turfeira inclui todas as áreas de banhado com classificação geomorfológica de turfeira e pedologicamente de solo gleissolo.

A presença das AUs é fundamental para a dinâmica de toda a APABG/BHRG e as modificações que nelas vêm ocorrendo comprometem suas funções, provocando consequências que afetam tanto os ecossistemas como as atividades humanas. Para compreender a situação atual dessa área é importante conhecer a estrutura de sua paisagem e suas mudanças ao longo do tempo (MELLO, 1998).

Para Scherer (2014), a situação ambiental da APABG/BHRG reflete as consequências da história de ocupação do território e da própria caracterização física da bacia. As alterações mais importantes estão associadas aos impactos das atividades antrópicas. As Figuras 9a e 9c mostram os principais usos da cobertura do solo na delimitação UP Ribeirinha/Planície de Inundação, a rizicultura e a urbanização sobre as AUs da planície de inundação do rio Gravataí.

Na delimitação da cota de 11 metros, considerada a área de conectividade dos banhados (SIMIONI, 2017), está totalmente comprometida com a rizicultura (Figura 3.0c). Esta zona se encontra totalmente descaracterizada pelo grande número de talhões e barramentos que fazem parte do manejo para a cultura do arroz (BELLOLI, 2016).

Os resultados demonstram que além da delimitação das AUs da APABG e da BHRG podemos constatar que as atividades antrópicas alteraram a caracterização destes ambientes. No terço final do rio Gravataí o maior impacto se dá pela urbanização, e nos limites da APABG o maior impacto está relacionado com o intenso cultivo do arroz irrigado e suas atividades, que, vem descaracterizando este ambiente.

Conclusões

A partir das variáveis físicas, como a geologia, a cota altimétrica, a pedologia e a análise das fotografias históricas da década de 1970 e os índices de NDWI e NDVI, foi possível delimitar

as AUs na APABG/BHRG.

A geologia da APABG/BHRG identifica diferentes dinâmicas no padrão de drenagem do rio Gravataí, justificadas pelos distintos compartimentos geológicos. A formação das AUs associa-se a área inundável, onde na cota altimétrica de 11 metros, identificou-se uma área plana que interliga os Banhados dos Pachecos e o Banhado Grande.

A partir dos índices de NDWI e NDVI e da espacialização dos solos hidromórficos, foi possível classificar as AUs da APABG/BHRG em duas UP: (a) UP Turfeira; (b) UP Ribeirinha/Planície de Inundação.

O uso das geotecnologias como o Sensoriamento Remoto e o Geoprocessamento tornou possível a delimitação das AUs e as atividades de uso e ocupação destas áreas levaram a sua caracterização pelo impacto antrópico.

Compreender a dinâmica das paisagens das AUs na APABG/BHRG é uma ferramenta essencial para a elaboração de planos de manejo e estudos que visam o uso racional destes ambientes, além da possibilidade de sua restauração, manutenção e preservação.

Referências

ACCORDI, I. A. **Estrutura espacial e sazonal da avifauna e considerações sobre a conservação de aves aquáticas em uma área úmida do Rio Grande do Sul, Brasil**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Dissertação de Mestrado em Ecologia. 2003, 171p.

ACCORDI, I. A.; HARTZ, S. M. Distribuição espacial e sazonal da avifauna em uma área úmida costeira do sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 14, n. 2, p.117-135, 2006.

BELLOLI, T. F. **Impactos ambientais decorrentes da produção orizícola, Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande - RS**. Trabalho de Conclusão do Bacharelado em Geografia, Comissão de Graduação em Geografia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2016, 80p.

BENZAQUÉN, L; BLANCO, D. E.; BÓ, R.; KANDUS, P.; LINGUA, G.

F.; MINOTTI, P.; QUINTANA, R. D.; SVERLIJ, S.; VIDAL, L. **Inventario de los humedales de Argentina**: sistemas de paisajes de humedales del corredor fluvial Paraná-Paraguay. 1a ed. Buenos Aires: Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. 2013, 381 p.

BRENNER, V. C. 2016. **Proposta metodológica para renaturalização de trecho retificado do Rio Gravataí-RS**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Dissertação de Mestrado em Geografia. 94p.

BRINSON, M. M. A Hydrogeomorphic classification for wetlands. **Wetlands Research Program Technical Report WRP-DE-4**. U.S. Army Corps of Engineers, Washington, DC. 1993, 103p.

BRINSON, M. M. Niveles extremos de variación de patrones y procesos en humedales. In: MALVÁREZ, A. I.; BÓ, R. F. Documentos del curso-taller: "Bases ecológicas para la clasificación e inventario de humedales en Argentina". Ana Inés Malvárez Editora, Buenos Aires, 1a. ed. p.19-24, 2004.

CARTER, V. An Overview of the hydrologic concerns related to wetlands in the United States. **Canadian Journal of Botany**, v. 64, n. 2, p.364-374, 1986.

CHRISTOPHERSON, R. W. **Geossistemas**: uma introdução à Geografia Física. 7 ed. Porto Alegre: Editora Bookman, 2012, 728p.

CPRM. Centro de Pesquisas de Recursos Minerais. Programa Geologia do Brasil. **Levantamentos Geológicos Básicos**. Geologia da Folha Gravataí. SH.22-X-C-V. Escala 1: 100000. Porto Alegre. 2008, 78 p.

COWARDIN, L.; CARTER, V.; GOLET, F. C.; LaROE, E. T. **Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States**. US Fish and Wildlife Service. Washington, DC. 1979, 142p.

CUNHA, C. N.; PIEDADE, M. T. F.; JUNK, W. J. **Classificação e delineamento das áreas úmidas brasileiras e de seus macrohabitats**. Cuiabá: EdUFMT. 2015, 165p.

ETCHELAR, B. C. **Análise do Processo Erosivo no Banhado Grande, APA do Banhado Grande, Município de Glorinha – RS**. Trabalho de Conclusão do Bacharelado em Geografia, Comissão de Graduação em Geografia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2014, 72p.

FRANTZ, D. L. S. 1989. **Uso de imagens orbitais "TM" - Landsat 5 na caracterização de ambientes paludais da Planície Costeira do Rio Grande do Sul. Porto Alegre.** Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Dissertação de Mestrado em Geociências. 200 p.

FRANTZ, D. L. S.; CARRARO, C. C.; VERDUM, R.; GARCIA, M. A. T. **Caracterização de ambientes paludais da Planície Costeira do Rio Grande do Sul em imagens orbitais TM/LANDSAT 5.** Centro Estadual de Pesquisas em Sensoriamento Remoto e Meteorologia. p. 408-418, 1990.

FZB. Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul. 1976. **Preceituação ecológica para preservação dos recursos naturais da região da Grande Porto Alegre.** Porto Alegre: Sulina. 1976, 153p.

GAO, B. C. NDWI - A normalized difference water index for remote sensing of vegetation of liquid water from space. **Remote Sensing of Environment**, v. 58, n. 3, p. 257-266, 1996.

GUASSELLI, L. A. 2005. **Dinâmica da Vegetação no Banhado do Taim, RS.** Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Tese de Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. 157p.

GUASSELLI, L. A.; ETCHELAR, C. B.; BELLOLI, T. F. Os impactos do cultivo de arroz irrigado sobre as áreas úmidas da Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande do rio Gravataí – RS. **Anais... XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR, INPE.** Foz do Iguaçu, PR, Brasil, p. 447-452, 2013.

IPH. Instituto de Pesquisas Hidráulicas. **Identificação das alternativas possíveis e prováveis para a regularização das vazões do rio Gravataí.** Cap. 7. Porto Alegre: UFRGS, 2002, 207p.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento Remoto do Ambiente:** uma perspectiva em recursos terrestres. São José dos Campos: Parênteses, 2a. Ed. 2011, 598p.

KROB, A. J. D.; MENESES, B. A.; CASTILHO, C. S.; XIMENES, S. S. F.; KINDEL, A.; MAHLER JUNIOR, J. K. F. Definição de corredores ecológicos como estratégia de proteção de importantes remanescentes de áreas úmidas e conservação do cervo-do-pantanal (*blastocerus dichotomus*) no Rio Grande do Sul. **In: Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, VIII** , 7p, 2015.

LEITE, M. G. **Análise espaço-temporal da dinâmica da vegetação no Banhado Grande, Bacia Hidrográfica do rio Gravataí, RS.** Trabalho de Conclusão do Bacharelado em Geografia, Comissão de Graduação em

Geografia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011, 96p.

MALTCHIK, L.; ROLON, A. S.; GUADAGNIN, D. L.; STENERT, C. Wetlands of Rio Grande do Sul, Brazil: a classification with emphasis on plant communities. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.16, n.2, p.137-151, 2004.

MELLO, L. P. **Percepção da paisagem e conservação ambiental no Banhado Grande do Rio Gravataí (RS)**. Tese de Doutorado em Geografia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1988, 365p.

MENEGHETTI, J. O. Lagunas uruguayas y sur de Brasil. **In:** CAVERNARI, P.; DAVIDSON, I.; BLANCO, D.; CASTRO, G.; BUCHER, E. (Ed.). Los humedales de América do Sul: uma agência para a conservação da biodiversidade e políticas de desarrollo. Buenos Aires: Wetlands International. 1998.

MOLERO, G. C.; NOVELLI Y. S. Un sistema de clasificación de humedales propuesto para la Convención de Ramsar. **In:** MALVÁREZ, A. I. e BÓ, R. F. Documentos del curso-taller: "Bases ecológicas para la clasificación e inventario de humedales en Argentina". Ana Inés Malvárez Editora, Buenos Aires, 1a. ed. p.37-51, 2004.

NEIFF, J. J.; IRIONDO, M. H.; CARIGAN, R. Large tropical South American Wetlands: An Overview. Proc. of the internaut. **Workshop on the ecology and management of Aquatic-Terrestrial Ecotones**, p.156-165, 1994.

OLIVEIRA, M. L. A. A.; BALBUENO, R. A.; SENNA, R. M. Levantamento florístico de fragmentos florestais na bacia hidrográfica do rio Gravataí, Rio Grande do Sul, Brasil. **IHERINGIA**, Sér. Bot., Porto Alegre, v. 60, n. 2, p. 269-284, 2005.

PROTEGER. PROGRAMA TÉCNICO PARA O GERENCIAMENTO DA REGIÃO METROPOLITANA DE PORTO ALEGRE. **Bacia do Rio Gravataí - RS**: Informações básicas para a gestão territorial. Pedologia. Porto Alegre: Metroplan, CPRM. 19p, 1994.

RIO GRANDE DO SUL. 1998. Decreto Estadual 38.971 de 23 de outubro de 1998. Cria a Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande e dá outras providências. **Diário Oficial do Rio Grande do Sul**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/Decreto/D5758.htm>. Acesso em: mai. 2016.

RISSO, A.; NIELSEN, S. **Áreas de inundação, alagamento e banhados da Região Metropolitana de Porto Alegre**. CPRM/Metroplan, Porto Alegre. 1994, p. 56.

RUBBO, M. 2004. **Análise do potencial hidrogeológico do aquífero cenozoico da Bacia Hidrográfica do Rio Gravataí – RS**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Dissertação de Mestrado em Engenharia. 117p.

SAG. SERVICIO AGRÍCOLA GANADERO. **Conceptos y criterios para la evaluación ambiental de humedales**. Centro Ecología Aplicada Santiago. 2006, 81 p.

SALOMONI, S. E. 2004. **Diatomáceas epilíticas indicadoras da qualidade de água na bacia do rio Gravataí, Rio Grande do Sul, Brasil**. São Paulo: Universidade Federal de São Carlos, Tese de Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais, 230p.

SCHEREN, R. S. 2014. **Urbanização na planície de inundação do Rio Gravataí-RS**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Dissertação de mestrado em geografia. 123 p.

SILVA, R. C. 2016. **Estudo da dinâmica da fragilidade ambiental na Bacia Hidrográfica do Rio Gravataí, RS**. Salvador: Universidade Federal da Bahia, Tese de Doutorado em Geociências. 330p

SILVA, L. S.; GRIEBELER, G.; MOTERLE, D. F.; BAYER, C.; ZSCHORNACK, T.; POCOJESKI, E. Dinâmica da emissão de metano em solos sob cultivo de arroz irrigado no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 35, p.473-481, 2011.

SIMIONI, J. P. D. 2017. **Pulsos de Inundação e conectividade em áreas úmidas, Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande - RS**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Dissertação de mestrado em Geografia. 143p.

SIMIONI, J. P.; GUASSELLI, L. A.; ETCHELAR, C. B. Conectividade entre áreas úmidas, APA de Banhado Grande, RS. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.22, n.15. p.1-11, 2017.

STRECK, E. V.; KÄMPF, N.; DALMOLIN, R. S. D.; KLAMT, E.; NASCIMENTO, P. C.; GIASSON, E.; PINTO, L. F. S. **Solos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: EMATER/RS-ASCAR, 2008, 222p.

TUCCI, C. E. Controle de enchentes. In: TUCCI, C. E. Hidrologia, ciên-

cia e aplicação. Porto Alegre: EDUSP, p.651-658, 1993.

VIERO, A. C.; TRAININI, D. R.; GIOVANNIN, C. A. Estudo Geoambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Gravataí. XXVII **Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Porto Alegre/RS.7p, 2000.

VILLWOCK, J. A.; TOMAZELLI, L. J. Planície Costeira do Rio Grande do Sul: gênese e paisagem atual. **In:** BE

CKER, F.G.; RAMOS, R.A.; MOURA, L.A. (Org.). Biodiversidade. Regiões da Lagoa do Casamento e dos Butiazais de Tapes, planície costeira do Rio Grande do Sul. 1ªed.Brasília: Ministério do Meio Ambiente/SBF, p.20-33, 2007.

2.3 Expansão urbana na planície de inundação do rio Gravataí⁴

Rudimar Scheren

Introdução

As planícies de inundação, ou planícies fluviais, podem ser definidas como terras planas, próximas ao fundo do vale de um rio, inundadas quando o escoamento do curso d'água excede a capacidade normal do canal (DNAEE, 1976). Para Tricart (1966) existem três tipos de leito em um canal fluvial: o leito menor de vazante, o leito maior e o leito maior excepcional. No leito de vazante, as águas da vazante percorrem o talvegue. Já os leitos maior e maior excepcional, se diferenciam pelo fato de o leito maior ser ocupado pelas águas do rio pelo menos uma vez ao ano, durante o período de cheia. Deve-se levar em consideração os tipos de clima e de relevo, além da sazonalidade de precipitações, já que os índices pluviométricos podem determinar um período maior, ou uma maior frequência de ocorrências em que o leito maior encontra-se ocupado pelas águas. Enquanto que o leito maior excepcional apenas é ocupado durante as grandes cheias.

Cabe aqui esclarecer os conceitos referentes aos fenômenos que envolvem o transbordamento natural dos rios. Segundo

⁴Capítulo referente à dissertação de Mestrado de Rudimar Schuster Scheren, intitulada “Urbanização na Planície de Inundação do rio Gravataí - RS”. Programa de Pós-graduação em Geografia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2014, 123f.

FRANK et al., (2009) quando as águas do rio se elevam até a altura de suas margens, contudo sem transbordar para as áreas adjacentes, ocorreu uma enchente. Logo, as expressões enchentes e cheias são sinônimas (SANTOS, 2007), caracterizando o mesmo fenômeno, que consiste na elevação do nível do rio dentro do leito menor, sem que ocorra o extravasamento (TUCCI; BERTONI, 2003; ECKHARDT, 2008).

A partir do momento em que as águas transbordam, atingindo o leito maior ou a planície de inundação, é correto afirmar que ocorreu uma inundação (FRANK et al., 2009; OLIVEIRA, 2010; TUCCI, 2014). Nas planícies de inundação ocorrem diferentes situações, que variam sazonalmente, entre ambientes inundados em períodos de cheia, e ambientes de terra firme e vegetação em períodos menos chuvosos ou mesmo em períodos secos.

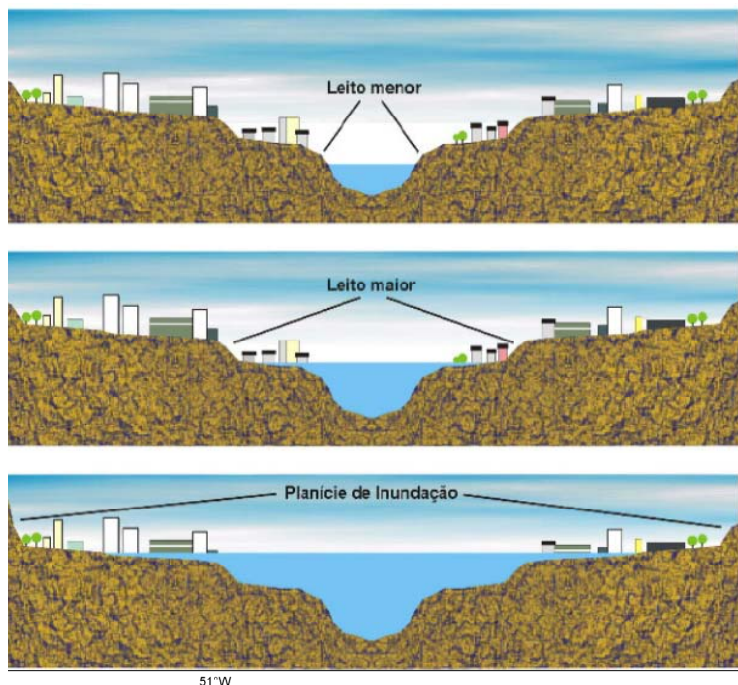


Figura 1. Leitos menor e maior, e planície de inundação. Fonte: Eckhardt, 2008.

Devido ao fato de as inundações serem fenômenos naturais que possuem uma distribuição temporal irregular (TUCCI; MACHADO, 1998; RAMOS; REIS, 2001; ECKHARDT, 2008; OLIVEIRA, 2010), ocorre a expansão urbana de forma inadequada sobre a planície de inundação, o que aumenta a vulnerabilidade da população e os danos e prejuízos ocasionados pelas inundações. Segundo Mendes; Mendiondo (2007) a urbanização tem influência no aumento da frequência de inundações e alagamentos, bem como no aumento da magnitude de seus impactos.

O modo de ocupação das cidades condiciona a uma relação problemática entre o urbano e a natureza. A ocupação de áreas de baixa declividade (2%) e das margens de rios, o alto índice pluviométrico concentrado e a precária infraestrutura de

drenagem urbana são fatores que configuram as inundações e alagamentos como causas de danos humanos e materiais (POSSA, 2014).

A aceleração da ocupação dessas áreas, em parte, está relacionada aos movimentos migratórios em direção à cidade de Porto Alegre nos anos 1950 e 1960, bem como a criação dos distritos industriais na década de 1970, que ocasionaram uma aceleração no crescimento populacional da região metropolitana de Porto Alegre (RMPA). Conforme UGALDE; RIGATTI (2006), com o aumento de investimentos em infraestrutura, na produção de bens e na oferta de empregos, a RMPA atraiu correntes migratórias do interior do Estado.

Sobre a expansão urbana da RMPA ligada ao processo de industrialização, segundo Fernandes (2008):

“... a cidade industrial Porto Alegre “explodiu” nos anos 1970-1980, ocupando os espaços do seu entorno próximo, tanto em contingentes populacionais como industriais. O que ocasionou um intenso processo de urbanização destes espaços e mudanças internas na capital, que não deixou de possuir um setor industrial, mas passou a concentrar no setor de serviços uma dinâmica econômica muito maior”. (FERNANDES, 2008, p. 4).

Na década de 1970 foram criados os distritos industriais de Gravataí e Cachoeirinha, ampliando significativamente o processo de industrialização no eixo leste-oeste, ao longo da BR-290. As políticas de desenvolvimento urbano propiciaram uma transferência das indústrias de Porto Alegre para as cidades limítrofes, sendo Gravataí uma das cidades que mais recebeu a instalação de empresas deste setor.

Esse processo contribuiu com a ocupação mais intensiva nas áreas da planície de inundação do rio Gravataí através de novos loteamentos, e também com ocupações irregulares. A construção da BR-290 (Free-Way) no início da década de 1970, ao lon-

go da planície de inundação do rio Gravataí, atuou como vetor de desenvolvimento e crescimento urbano das cidades, melhorando o acesso da população ao município, bem como o fluxo da produção industrial (UGALDE; RIGATTI, 2006; FERNANDES, 2008; PAPI, 2009). Mais recentemente foi criada a rodovia do parque, também sobre a planície de inundação.

Segundo Ugalde; Rigatti (2006) o sistema espacial da RMPA, embora ainda muito dependente das linhas axiais que representam a BR-116 e adjacências, começa a se tornar mais expressivo na direção leste. Trata-se de uma configuração marcada por diversas interrupções que correspondem predominantemente às várzeas dos rios e arroios presentes no espaço metropolitano.

De acordo com Fernandes (2008) essa lógica de produção do espaço urbano-industrial representa um movimento horizontal de expansão da metrópole, a partir da inserção do capital internacional. Esse movimento foi possível tendo em vista a disponibilidade de trabalhadores e de mercado para inserção da produção industrial. Esse reordenamento do espaço industrial está representado, por exemplo, pelo Complexo Industrial Automotivo da General Motors (BARCELLOS, 2004; FERNANDES, 2008).

O rio Gravataí sofre influências da urbanização de forma direta das áreas urbanas de Alvorada, Cachoeirinha, Canoas, Gravataí e Porto Alegre e vem sendo degradado através da ocupação urbana na planície de inundação e nas zonas ciliares.

A realização de obras de contenção de inundações propiciou o surgimento de novas áreas de expansão urbana, que rapidamente foram ocupadas. Mesmo em áreas em que a configuração natural não favorecia à habitação, houveram esforços para possibilitar o crescimento urbano, como citam Ugalde; Rigatti (2006):

“As obras de combate às cheias constituíram outro fator condicionante do crescimento urbano. Os

diques de proteção modificaram as direções de expansão das cidades pelo saneamento de áreas, muitas das quais deixaram de ter uso agrícola para serem loteadas. Sendo assim, a falta de um planejamento geral para a região, permitiu a ocupação de zonas indesejáveis” (UGALDE; RIGATTI, 2006).

O forte grau de urbanização nas planícies de inundação, no baixo curso do rio Gravataí, sobre as Áreas de Proteção Permanente - APP, os depósitos de resíduos sólidos, e o despejo de efluentes de origem doméstica, industrial e hospitalar, interferem no ciclo hidrológico e alteram as características naturais, na cobertura vegetal, nos usos do solo e nas áreas de banhados.

No baixo curso do rio Gravataí, Figura 2, os processos de evolução urbana dos municípios de Alvorada, Cachoeirinha, Canoas, Gravataí e Porto Alegre incorreram em alterações sobre o meio ambiente, atingindo a planície de inundação. Essa ocupação faz com que o alcance dos eventos de inundação por reflexo lateral (VIANA et al., 2010; BITTENCOURT; GUASSELLI, 2017) do rio Gravataí em períodos chuvosos seja alterado. Kobayama et al. (2006) e Weiss (2011) salientam que, em períodos de inundação os sistemas aquáticos aumentam suas áreas, formando ligações entre diferentes tipos de compartimentos do sistema.

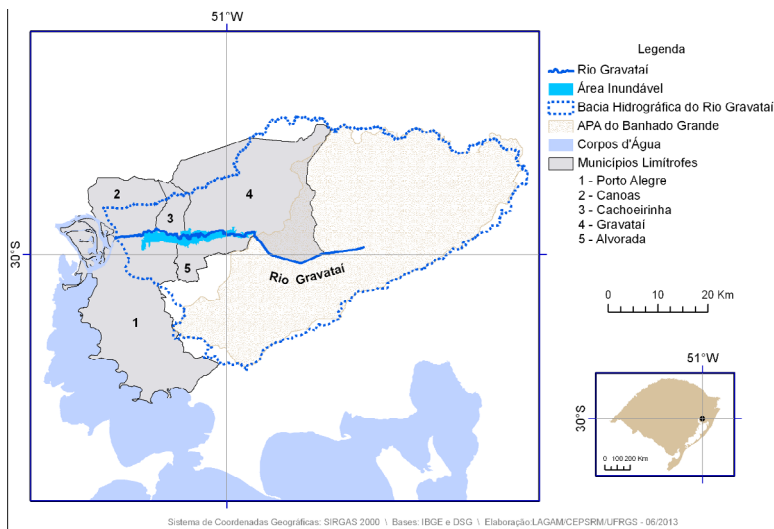


Figura 2. Mapa de localização dos municípios que ocupam a área inundável, na planície de inundação do baixo curso do rio Gravataí.

Os reflexos destas alterações podem ser percebidos ao longo da planície inundável, a partir da modificação nas dinâmicas naturais e mesmo em áreas de ocupação sobre o leito maior (SCHEREN, 2014)

Para entender essas alterações foram realizados mapeamentos para identificar as transformações, entre a década de 1970 e os anos de 1984 e 2009, sobre a planície de inundação no baixo curso da bacia hidrográfica do rio Gravataí, considerando o avanço da urbanização dos municípios de Alvorada, Cachoeirinha, Canoas, Gravataí e Porto Alegre e a consequente redução da área inundável a partir da diminuição do alcance das inundações.

Para tanto foram utilizadas bases cartográficas que permitem maior conhecimento e percepção espacial da área e utilizadas imagens do satélite Landsat 5TM nas datas de 10/01/2007 e 20/09/2009, além do Mapa Geomorfológico da Metroplan (2007).

Resultados e discussões

As transformações na planície de inundação do rio Gravataí foram bastante significativas. Destacam-se a expansão urbana dos municípios sobre a planície de inundação, e por consequência, os aterros gerados a partir da deposição tecnogênica e a construção de diques (Figura 3) para conter as inundações. A construção de diques, juntamente com aterramentos sobre a planície de inundação, viabilizou o crescimento das periferias urbanas, o surgimento e o desenvolvimento de áreas industriais, que demandaram a implantação de rodovias (UGALDE, RIGATTI, 2006).



Figura 3. Dique com elevação de 5,6 metros em relação ao nível do rio Gravataí, e ocupação urbana na planície inundável, município de Cachoeirinha, em 01/09/2012. Fonte: *Google Earth*.

As Figuras 4, 5 e 6 mostram o aumento da ocupação urbana na planície de inundação, e as Figuras 7 e 8 mostram a redução da área inundável ao longo das décadas devido ao aumento da ocupação urbana.

O mapeamento de área urbana no ano de 1975, Figura 4, destaca a mancha urbana nos municípios de Alvorada, Cachoeirinha, Canoas, Gravataí e Porto Alegre. Em 1975 apenas as manchas urbanas dos municípios de Cachoeirinha e Canoas aproximavam-se de maneira mais significativa das margens do rio Gravataí. Este avanço da urbanização já ocupava a planície de inundação e, em alguns casos, invadiam os limites de APP. Os demais municípios, sem exceção, também possuíam áreas urbanizadas dentro dos limites da planície de inundação, porém não apresentavam grande aproximação em relação ao leito do rio Gravataí. Na década de 1970, os limites da planície de inundação, de modo geral, haviam sido ocupados pelas áreas urbanas, o que sugere que os padrões de inundação anteriores a este período eram diferentes daqueles expressos então.

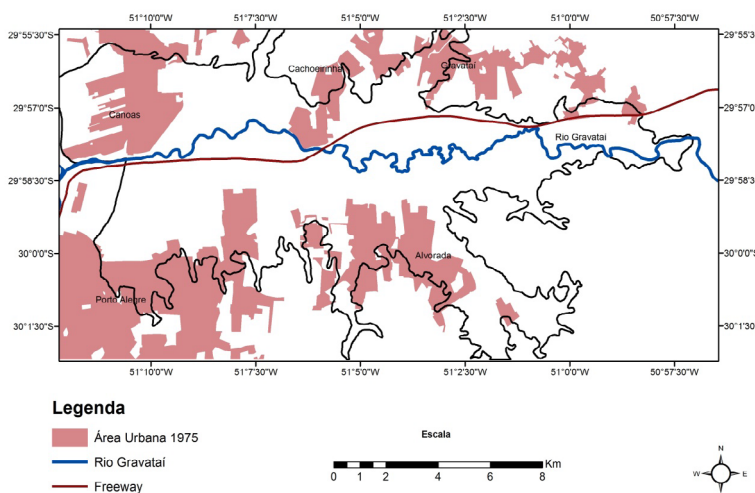


Figura 4. Áreas urbanas em 1975 na planície de inundação do baixo curso do rio Gravataí.

A partir do mapeamento de áreas urbanas em 2009, Figura 5, é possível constatar a consolidação da urbanização dentro da planície de inundação do rio Gravataí, próximo do baixo curso

da bacia. Fica evidente a ocupação da planície de inundação pela área urbana dos municípios de Alvorada, Cachoeirinha, Canoas, Gravataí e Porto Alegre. Principalmente na zona norte de Porto Alegre, houve grande avanço da urbanização invadindo a planície de inundação. Esse crescimento também sugere um aumento significativo na população urbana destes municípios.

A sobreposição dos mapeamentos, Figura 6, sintetiza o aumento das manchas urbanas nos municípios no período de 34 anos, entre 1975 e 2009. Os municípios de Porto Alegre e Gravataí foram os que mais avançaram sobre a planície de inundação, e se aproximaram do canal principal do rio Gravataí.

Os municípios de Cachoeirinha e Canoas, cujas áreas urbanas já se encontravam na década de 1970, muito próximas ao rio, tiveram pequeno crescimento dentro da planície de inundação, em grande parte devido aos pulsos de inundação e os impactos decorrentes dos prejuízos sofridos com os desastres associados aos eventos de inundação.

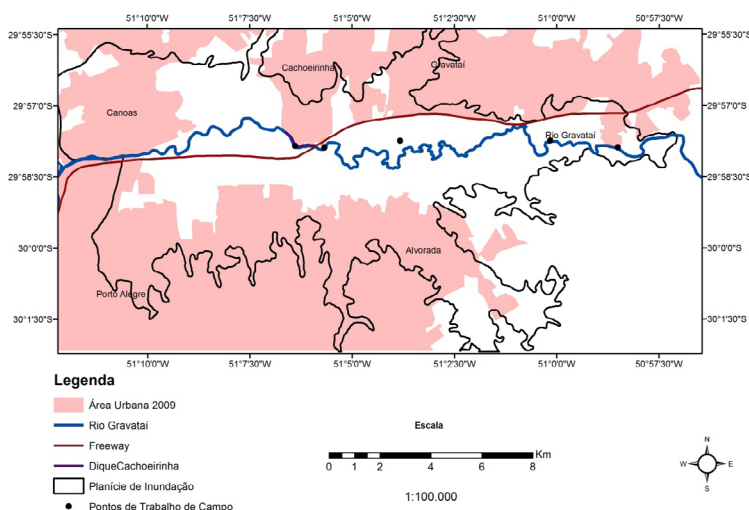


Figura 5. Áreas urbanas em 2009 na planície de inundação do baixo curso do rio Gravataí.

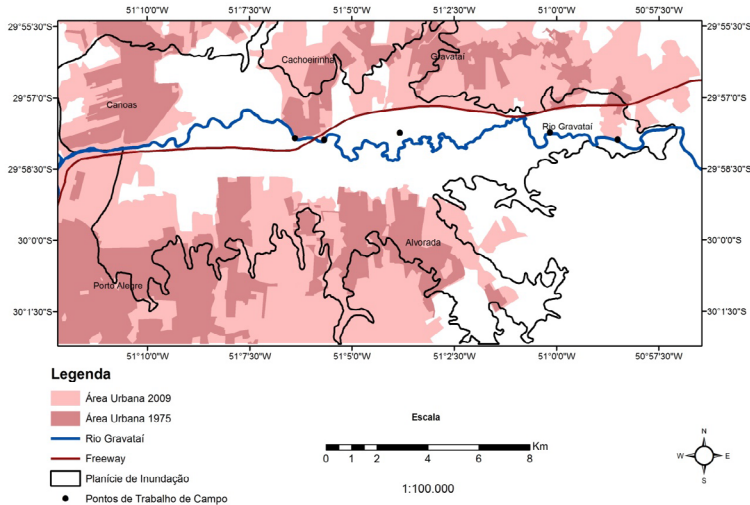


Figura 6. Evolução da área urbana na planície de inundação do baixo curso do rio Gravataí, no período de 1975-2009.

Os municípios de Alvorada (RIGATTI, 2002; PAPI, 2009) e Gravataí, bem como a zona norte de Porto Alegre, apresentaram maior ocupação na área de expansão urbana resultante das obras de contenção de inundações. De acordo com Papi (2009) em Alvorada durante as épocas de maior pluviosidade, são recorrentes os problemas com enchentes e alagamentos, ficando os moradores expostos às diversas doenças como leptospirose.

Após, aproximadamente, quatro décadas da abertura da Free-Way (BR-290) e três décadas da realização das obras de contenção de inundações (BARCELLOS, 2004; UGALDE; RIGATTI, 2006), é possível observar as mudanças no limite de inundação nas áreas urbanizadas da planície de inundação do rio Gravataí.

A Figura 7 mostra as áreas potencialmente inundáveis, considerando o limite de inundação para a década de 1970. Destaca-se que o limite máximo de inundação na década de 1970 ainda atingia parte da planície de inundação, mantendo uma dinâmica pouco afetada pelo avanço da urbanização.

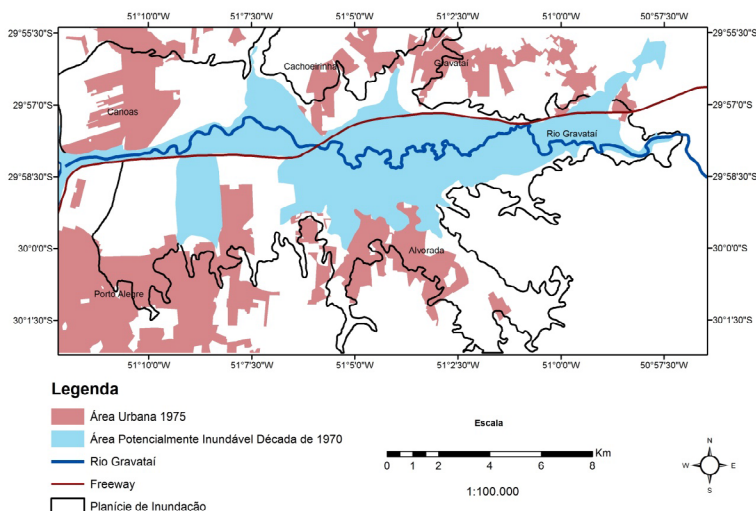


Figura 7. Áreas inundáveis na década de 1970 e as áreas urbanas de 1975 na planície de inundação do baixo curso do rio Gravataí.

A Figura 8 mostra as áreas inundáveis, considerando o limite de inundação para 2007. A presença de obras de engenharia para contenção de inundações, entretanto, reduziu o alcance lateral das inundações sobre a planície de inundação. Em grande parte, as áreas que deixaram de ser atingidas pelo extravasamento do canal principal foram incorporadas pela expansão urbana dos municípios, em maior ou menor grau.

Destaca-se que, junto com aumento da urbanização o limite máximo de inundação foi bastante reduzido. A área inundável, da planície de inundação, fica restrita a parte da área com cota altimétrica de 5 metros. Para auxiliar no entendimento dessa dinâmica da expansão urbana na área da planície de inundação do rio Gravataí, a Tabela 1 mostra a dinâmica demográfica dos municípios, de acordo com o censo do IBGE (2010).

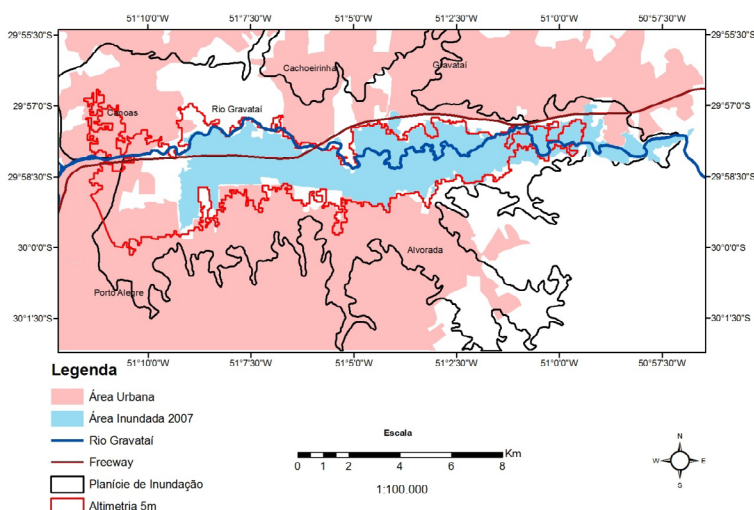


Figura 8. Áreas inundáveis em 2007 e as áreas urbanas de 2009 na planície de inundação do baixo curso do rio Gravataí.

Tabela 1. Dinâmica demográfica dos municípios com área urbana na planície de inundação do baixo curso do rio Gravataí - RS.

Município/Ano	1970	1980	1991	2000	2010
Alvorada	40.322	91.384	142.046	183.968	195.673
Cachoeirinha	31.002	63.196	88.195	107.564	118.278
Canoas	153.730	220.446	279.127	306.093	323.827
Gravataí	52.462	107.437	181.035	232.629	255.660
Porto Alegre	885.545	1.125.477	1.263.403	1.360.590	1.409.351

Fonte: IBGE, 2010

Esse crescimento populacional também pode indicar o aumento da urbanização sobre a área inundável do rio Gravataí. Obviamente, a população destas cidades cresce em toda a área

municipal, como é possível perceber nos mapeamentos de áreas urbanas.

Segundo Christofolletti (1999) a bacia hidrográfica possui duas propriedades importantes: extensão espacial e dinamismo. Isto significa que as variáveis ambientais se modificam no tempo e no espaço, sendo que a taxa de mudança do ambiente pode ser lenta ou rápida, natural ou induzida pelo homem por meio da modificação das entradas e saídas de energia e matéria desse ambiente, tratado pelo autor como sistema ambiental.

A inundação na planície de inundação do rio Gravataí, atualmente, se dá principalmente na margem esquerda do rio Gravataí. A margem direita não apresenta o mesmo alcance de inundação, devido a diversos fatores, entre eles, fatores geomorfológicos ou até mesmo biogeofísicos, em menor grau e, principalmente, antrópicos com grandes evidências de alteração.

A relação entre o crescimento do perímetro urbano e a redução do perímetro de área inundada pode ser sintetizada pela Tabela 2, que apresenta os perímetros das áreas inundadas e urbanas na comparação entre 1975 e 2009. Cabe ressaltar a diferença aqui compreendida entre Área Urbana - aquela que se encontra dentro dos limites da Planície de Inundação, e Mancha Urbana - aquela que representa toda a área urbana mapeada no presente trabalho.

Tabela 2. Quantificação das áreas urbanas e áreas inundadas na planície de inundação do baixo curso do rio Gravataí - RS.

Unidade	Área (km ²)
Planície de Inundação	142
Área Inundada Década de 1970	58
Área inundada – 2009	33
Área Urbana – 1975	32
Área Urbana – 2009	67
Mancha Urbana – 1975	75
Mancha Urbana – 2009	183

Org.: o autor.

A relação é inversamente proporcional, pois na medida em que aumentam as manchas urbanas entre 1975 a 2009, de 75 para 183 km², reduz o alcance da inundação. Na comparação entre a área inundável na década de 1970 e a área inundável de 2009, ocorreu significativa redução de 58 para 33 km². Considerando apenas as áreas urbanas dentro da planície de inundação, o crescimento foi de 32 Km² em 1975 para 67 Km² em 2009.

A maior parte dos eventos de urbanização ao longo da rodovia BR 290, estabelecida sobre a planície de inundação do rio Gravataí, foi iniciado por indústrias que se instalam na área devido à facilidade de escoamento de matéria prima e produtos pela rodovia, dando sequência à ocupação, surgem loteamentos de uso residencial (RIGATTI, 2002; BARCELLOS, 2004; UGALDE; RIGATTI, 2006).

Os loteamentos para áreas residenciais na planície de inundação do rio Gravataí, ocorreram tanto de forma regularizada pelas prefeituras dos municípios como em ocupações irregulares (BARCELLOS, 2004). Muitos destes assentamentos citados estão localizados próximos ao canal principal do rio Gravataí, sendo que, em alguns casos, dentro da área considerada neste trabalho,

como abrangida pelo limite máximo de inundação, portanto em áreas atualmente inundáveis.

Foram isoladas grandes áreas do processo de inundação pelas obras de contenção realizada no início da década de 1980, o que fez mudar o padrão de inundação conforme mapeamento da década de 1970. A comparação entre a área inundável na década de 1970 e a área inundada em um evento de cheia em 2009, mostra uma significativa redução nos padrões de inundação. Em algumas áreas mudou também a direção da mesma.

Destaca-se que na década de 1970 o extravasamento ocorria à margem direita do canal principal, onde se localizam as áreas urbanas de Gravataí e Cachoeirinha. Foi perceptível que esse extravasamento já não ocorre mais no ano de 2009. Agora o extravasamento da calha principal ocorre principalmente à margem esquerda do rio Gravataí devido à urbanização de Cachoeirinha e Gravataí que ocupam a margem direita do canal, na qual foram construídos os diques para a contenção de cheias. Porém, algumas áreas à margem esquerda, que anteriormente não eram atingidas pela inundação, agora encontrava sujeitas à inundação.

A diferença existente entre a planície de inundação e a área inundada em seu limite máximo, sugere que as obras e eventos de urbanização alteraram o perfil das dinâmicas fluviais em períodos de extravasamentos.

A urbanização e demais eventos antrópicos se tornam formas de contenção para inundação. Tanto aquelas interferências realizadas com a finalidade específica de conter a inundação, para facilitar a ocupação urbana nestas áreas, quanto em outras formas de contenção realizadas por obras estruturais de engenharia, que em princípio tinham outros objetivos, como, por exemplo, o aterro para a implantação da rodovia BR-290.

De acordo com Zanandrea et al. (2015), um planejamento adequado com diretrizes de urbanização e zoneamento eficientes, estabelecidos em Planos Diretores e, aliado aos Planos de Drenagem Urbana, auxiliam na contribuição para o amorte-

cimento de impactos hidrológicos, podendo reduzir os efeitos sobre as vazões de pico e, conseqüentemente, auxiliando na diminuição da ocorrência de inundações.

Entretanto, o modelo de desenvolvimento aliado à falta de valorização das contribuições científicas nos meios antrópicos de alteração das dinâmicas naturais nos oferece uma perspectiva na qual cada vez mais os aterros e os diques vão interromper as dinâmicas hidrológicas naturais para viabilizar a urbanização em suas mais diversas funções.

Referências

BARCELLOS, T. M. Região Metropolitana de Porto Alegre: expansão urbana e dinâmica imobiliária nos anos 90. Indic. Econ. FEE, Porto Alegre, v.32, n.1, p. 65-90, 2004.

BITTENCOURT, D. Z.; GUASSELLI, L. A. Dinâmica de Inundação do Banhado a partir do Índice NDPI, Reserva Biológica de São Donato - RS. Revista do Departamento de Geografia, v. 33, p. 85-96, 2017.

BRASIL. IBGE. **Censo Demográfico**. 2010. Disponível em: <<https://censo2010.ibge.gov.br/sinopse/index.php?dados=8>>. Acesso em: 15 maio 2014.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. 1974. Ed. Edgard Blucher. São Paulo.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de Sistemas Ambientais**. 1ª ed. São Paulo: Edgard Blücher, 1999.

DNAEE. DEPARTAMENTO NACIONAL DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA. **Glossário de termos hidrológicos**. Brasília, Ministério de Minas e Energia. Brasília, 1976.

ECKHARDT, R. R. **Geração de Modelo Cartográfico Aplicado ao Mapeamento das Áreas Sujeitas às Inundações Urbanas na Cidade de Lajeado / RS**. Dissertação de Mestrado, programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008.

FERNANDES, A. C. **A Cidade Esparramada. Considerações Sobre a Produção do Espaço Urbano-Industrial em Gravataí - Região Metro-**

politana de Porto Alegre. Dissertação de Mestrado. 167p., Programa de Pós-Graduação em Geografia, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2008.

FRANK, B.; SEVEGNANI, L.; TOMASELLI, C. C. Desastre de 2008 no Vale do Itajaí: água, gente e política. Blumenau: Agência de Água do Vale do Itajaí, p. 24, 2009.

GUERRA, A. T. **Dicionário geológico-geomorfológico.** Rio de Janeiro, Fundação IBGE, 1978.

KOBYIAMA, M.; MENDONÇA M.; MORENO, D. A.; MARCELINO, I. P. V. de O.; MARCELINO, E. V.; GONÇALVES, E. F.; BRAZETTI, L. L. P.; GOERL, R. F.; MOLLERI, G. S. F; RUDORFF, F. de M. Prevenção de Desastres Naturais: conceitos básicos. Curitiba: Ed. Organic Trading, 2006. 109 p.

MENDES, H. C.; MENDIONDO, E. M. Histórico da Expansão Urbana e Incidência de Inundações: O Caso da Bacia do Gregório, São Carlos - SP. RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos Volume 12, n.1, p.17-27, 2007.

METROPLAN. **Região Metropolitana de Porto Alegre: informações e análise.** Porto Alegre, 1988.

NEIFF, J.J. **Planícies de Inundação São Ecótonos?** In: HENRY, R. Ecótonos nas interfaces dos Sistemas Aquáticos. Rima ed., 2003, p. 29-46

OLIVEIRA, G. G. **Modelos para Previsão, Espacialização e Análise das Áreas Inundáveis na Bacia Hidrográfica do Rio Caí, RS.** Dissertação Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2010.

PAPI, W. S. **Segregação sócio-espacial e problemas urbanos nos municípios metropolitanos: o caso de Alvorada na região metropolitana de Porto Alegre - (RS).** Dissertação de Mestrado, 134p., Programa de Pós-Graduação em Geografia, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2009.

PÔSSA, E.M. **Expansão urbana para áreas de risco de inundação e de movimento de massa: O estudo do município de São João Del Rei - MG.** Caderno Prudentino de Geografia, n.36, v.2, p.49-67, 2014.

RAMOS, C.; REIS, E. As cheias no sul de Portugal em diferentes tipos de bacias hidrográficas. *Finisterra*, XXXVI, 71. p. 61-82. 2001.

RIGATTI, D. **Loteamentos, Expansão e Estrutura Urbana**. In: *Paisagem e Ambiente*. Faculdade de Arquitetura e Urbanismo da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2002, p. 35-69.

SANTOS, R. F. (org.) **Vulnerabilidade Ambiental**. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Brasília, 2007.

SCHEREN, R. S. **Urbanização na planície de inundação do rio Gravataí -RS**. Dissertação de Mestrado, 123p., Programa de Pós-Graduação em Geografia, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2014.

TRICART, J. (1996). **Os Tipos de Leitões Fluviais**. *Notícia Geomorfológica*, São Paulo, 6 (11): 41-49.

TUCCI, C. E. M.; BERTONI, J. C. (org.) **Inundações Urbanas na América do Sul**. 1ª ed. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2003.

TUCCI, C.E.M.; MACHADO, E. S. Concepção do controle de enchentes na Região metropolitana de Curitiba. In: *Drenagem Urbana: Gerenciamento, simulação e controle*. Organização Braga, B.; Tucci, C.C.; Tozzi, M. Porto Alegre. Ed. Universidade/UFRGS/ABRH. 1998.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 4. Ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2014. 943p.

UGALDE, C.; RIGATTI, D. **Configuração Espacial e Desenvolvimento Urbano-Regional**. Porto Alegre, 2006. 23p.

VIANA, J. N. L.; RODRIGUES, L. O. P. F.; RAMOS, T. C. Q. **Os Impactos Urbano-Socioambientais no/do Canal da Alameda São Boaventura, no Bairro do Fonseca, Niterói - RJ**. In: *ENCONTRO NACIONAL DOS GEÓGRAFOS*, 16; 2010, Porto Alegre. Anais... Porto Alegre: AGB, 2010.

WEISS, C. V. C. **Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicado ao estudo das conectividades das lagoas do litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil em períodos extremos de estiagem e de cheia**. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2011.

ZANANDREA, F.; VALÉRIO, S. E. L.; SILVEIRA, A. L. L. **Avaliação do efeito da dinâmica da expansão urbana na vazão máxima de uma bacia urbana**. XXI SBRH. Segurança Hídrica e desenvolvimento sustentável: desafios do conhecimento e da gestão. Brasília -DF, 2015.

2.4. Dinâmica espaço-temporal da vegetação

Marcelo Guglielmi Leite

Introdução

A compreensão da dinâmica da vegetação paludosa no Banhado Grande, a partir dos padrões de distribuição espaço-temporal das macrófitas aquáticas, está relacionada ao fato de que essas são as plantas características dos banhados (CARVALHO; OZORIO, 2007). Essas plantas possuem adaptação aos ambientes alagadiços, sendo que suas regiões fotossintetizantes permanecem, permanente ou parcialmente submersas. Assim, segundo com ACCORDI et al. (2003) e Ramsar (1999), o Sistema Banhado Grande pode ser classificado, como um ambiente de “turfeiras não florestadas” cercadas por “terra irrigada”.

De modo geral, os estudos sobre a vegetação da bacia do rio Gravataí e do Banhado Grande (FZB, 1983; DNOS, 1985; CORSAN, 1992; BULHÕES; GIUGNO, 1994; IPH, 2002) tratam da identificação das espécies vegetais que compõem essas áreas úmidas de forma pontual. Poucos levam em consideração os condicionantes da distribuição espacial da vegetação componente dos banhados. Assim, essa abordagem traz um entendimento restrito da dinâmica espaço-temporal de áreas úmidas.

Diferentemente das plantas terrestres, a interação do ambiente aquático com a realização da fotossíntese pelas macrófitas não as difere no seu processo de produção e crescimento (BIUDES; CAMARGO, 2008), porém, pode afetar a resposta espectral em imagens orbitais, conforme análise de Frantz et al. (1990). No Banhado Grande, o padrão heterogêneo de distribuição das macrófitas, influenciado pela dinâmica de inundações e pela hidrodinâmica, acaba por formar uma estrutura em “mosaicos”. Segundo Mello (1998), os mosaicos do Banhado Grande são perceptíveis pelo conjunto indissociável das características hidrodinâmicas e a consequente distribuição espacial da vegetação.

Eventos de pulsos de inundação e seca causam modificações significativas em toda a dinâmica ambiental do Sistema Banhado Grande (SBG), principalmente na hidrodinâmica e na distribuição da cobertura vegetal desse ambiente. Os períodos intermediários aos pulsos de inundação, entretanto, são os responsáveis pela recuperação e equilíbrio natural reestabelecido em banhados, com a recuperação transcorrendo em curtos períodos de, normalmente, menos de 30 dias (NEIFF, 1997).

A compreensão de sistemas como o Banhado Grande requer, portanto, a inclusão de uma abordagem espaço-temporal no seu estudo, para poder quantificar e qualificar os elementos e a situação destes ambientes e entender a sua dinâmica. Análises pontuais ou meramente classificatórias não expressam com clareza a dinâmica dos sistemas úmidos como um todo, pois não é apenas nos períodos de picos de inundação e de seca que está compreendida a identificação, a distribuição, a quantificação da vegetação de um banhado. Assim, faz-se necessária a observação e a análise de hidroperíodos de gradação entre os estados citados para se alcançar resultados que se aproximem da compreensão da dinâmica espacial da vegetação em áreas úmidas.

Deste modo, este capítulo analisa a dinâmica espaço-temporal das macrófitas aquáticas do Banhado Grande, a partir de sensoriamento remoto e técnicas de geoprocessamento, utilizan-

do imagens representativas de estiagem e de cheias, para identificar a ocorrência de padrões de cobertura vegetal.

Foram analisados estudos que abordassem informações físicas e geográficas da bacia do Gravataí, como a hidrodinâmica, os contextos geológico-geomorfológico e climático e a cobertura vegetal. Também foram organizadas séries históricas de precipitação, com dados coletados a partir de estações meteorológicas existentes na bacia e no perímetro adjacente, além de dados de pluviômetros localizados nos 09 (nove) municípios, LEITE (2011).

Para a caracterização da cobertura vegetal do Banhado Grande e do seu entorno adjacente, foram realizados registros fotográficos e análise da ocorrência de espécies dominantes de macrófitas aquáticas, a partir de coordenadas de Sistema de Posicionamento Global (GPS). Esses levantamentos auxiliaram na setorização do Banhado de acordo com os padrões de dominância das macrófitas aquáticas.

A análise da dinâmica espaço-temporal do padrão sazonal das macrófitas aquáticas foi a partir de imagens de satélite LANDSAT TM-5, Tabela 1.

Tabela 1. Organização sazonal das imagens orbitais Landsat TM

Estações do ano	Data de imagem	Órbita/ponto
VERÃO	30/01/1994	220/81
OUTONO	16/04/2010	220/81
INVERNO	12/07/2001	220/81
PRIMAVERA	01/10/2007	220/81

Uma data inicial de imagem foi georreferenciada, utilizando pontos de controle a partir de uma imagem Ikonos, no *Google Earth*, e as outras imagens foram registradas com base na primeira imagem. Foi aplicada a correção atmosférica para atenuar os efeitos atmosféricos na data de aquisição das imagens. Os limites

do banhado foram gerados a partir dos padrões de cobertura de macrófitas aquáticas, nas quatro imagens do satélite Landsat TM 5, em cada estação do ano e quantificada a área.

Dinâmica dos padrões de cobertura vegetal no Banhado Grande

Em áreas de banhado, as macrófitas, principalmente aquelas flutuantes e de pequeno porte, estão mais sujeitas às flutuações do nível de água e da movimentação da lâmina d'água (ARBO, 2001). É possível setorizar os padrões de macrófitas aquáticas do Banhado Grande a partir dos mosaicos. Cada mosaico de paisagem é composto por um padrão homogêneo que se organiza a partir da lâmina de água aparente, do padrão de cobertura vegetal (MELLO, 1998), e também através da morfologia de fundo do banhado (GUASSELLI, 2005).

Os mapas referentes aos padrões de distribuição espaço-temporal no período entre 1994 e 2010 foram agrupados por estações do ano. O mapeamento também permitiu a setorização de cada padrão segundo a observação da hidrodinâmica ocasionada por variações do componente precipitação (IPH, 2002; RUBBO, 2004) e retirada de água para a rizicultura (DNOS, 1985; MELLO, 1990).

A partir da resposta espectral das imagens de satélite e dos padrões espaço-temporais da vegetação paludosa, foram observadas variações na dinâmica dos pulsos de inundação no Banhado Grande.

Nas imagens do Banhado Grande, Figura 1, observam-se diferentes padrões. Na imagem de verão, 30/01/1994 (Figura 1a), não há presença de lâmina de água aparente. Este fato pode estar ligado, principalmente, a três fatores: i) ocorrência de um período de estiagem; ii) maior produção primária (GUASSELLI, 2005;

BIUDES; CAMARGO, 2008), a qual permite a formação de uma cobertura homogênea de macrófitas aquáticas; e, iii) retirada de água no Banhado para irrigação do arroz.

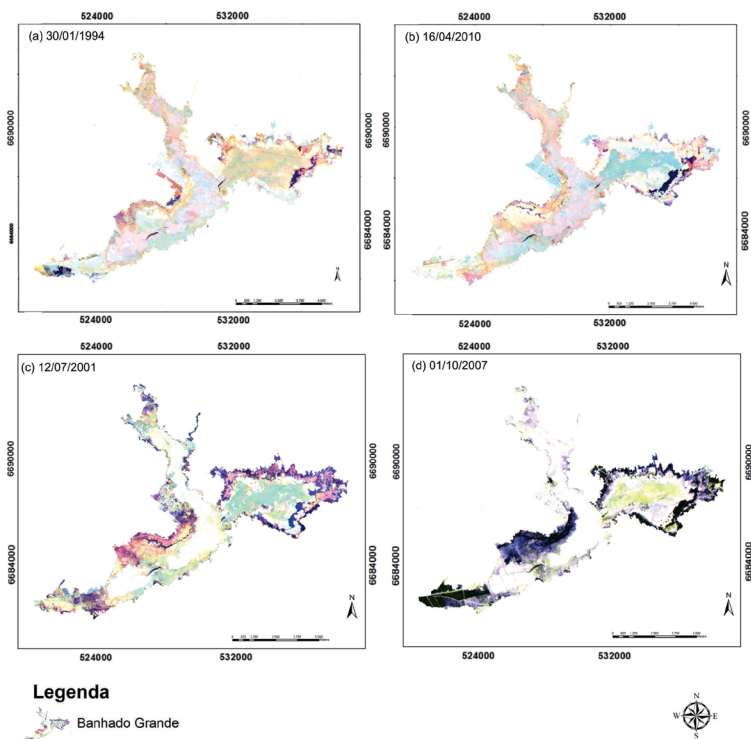


Figura 1. Imagens do LANDSAT-TM5 do Banhado Grande. Composição colorida nas bandas 4, 5 e 3.

O padrão de vegetação predominante na imagem referente ao verão é a de gênero de macrófitas do tipo “ciperáceas”. Essas áreas constituem, de acordo com Irgang (1982), o “banhado grosso” ou “banhado alto”, com predominância de espécies de grande e médio porte, fixadas ao solo ou fixadas aos chamados “solos flutuantes” (NEIFF, 1997; ARBO et al., 2001; GUASSELLI, 2005), na denominação local “murchões”. Conforme Arbo et al. (2001), os solos flutuantes podem se mover, embora lentamente,

conforme o comportamento hidrodinâmico dos banhados.

A Figura 2 mostra os padrões de vegetação do Banhado Grande. Vê-se na Figura 2a um predomínio de macrófitas do gênero vegetação paludosa, que são espécies de porte alto (Figura 3), médio (*Erianthus* spp., *Andropogon bicornis* e *Sida* spp.) e baixo (capim-boiadeiro e aguapés) (Figura 4).

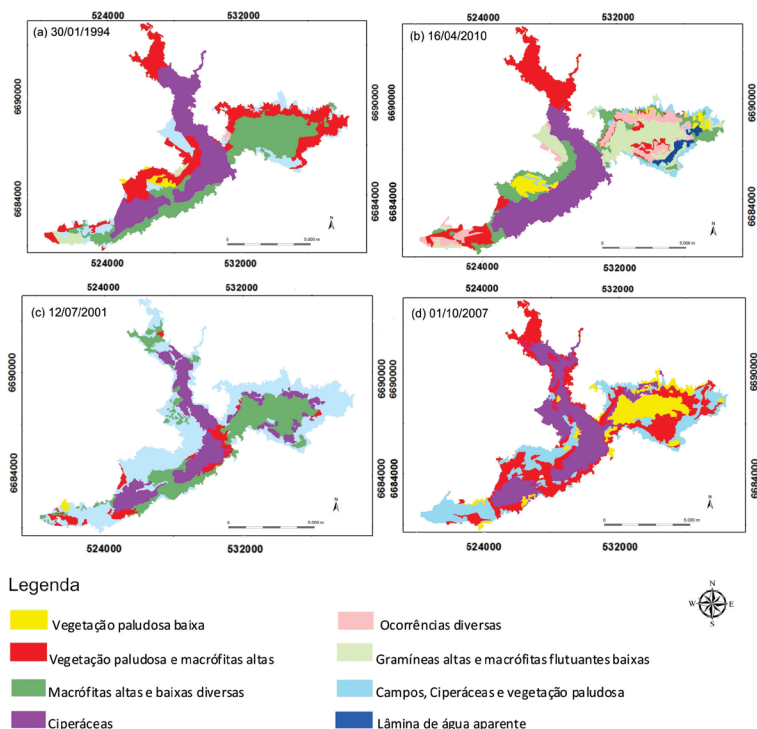


Figura 2. Padrões espaço-temporais de vegetação de macrófitas aquáticas no Banhado Grande, bacia hidrográfica do rio Gravataí (RS).

Na figura 3, observa-se a vegetação de ciperáceas e herbáceas de grande porte e na figura 4, a vegetação paludosa de porte médio a relativamente alto (*Erianthus* spp., *Andropogon bicornis* e *Sida* spp.) e baixo (capim-boiadeiro e aguapés), Figura 4. As

classes referentes às gramíneas e campos úmidos, por sua vez, concentram-se, predominantemente, nas bordas do Banhado.

A predominância de ciperáceas no setor central do Banhado é praticamente uma regra em todas as datas de imagens, o que denota um padrão fixo de ocorrência.



Figura 3. Campos Úmidos de borda e vegetação do “Banhado Alto” na parte superior da fotografia.



Figura 4. Espécies do “Banhado Baixo”, na parte superior da fotografia.

Em algumas áreas ocorre uma grande mistura de gêneros e características vegetais, com a presença de macrófitas altas e baixas diversas. Essa característica pode sugerir uma área de transição, e explica porque este padrão vegetal se localiza predominantemente nas zonas de borda do banhado.



Figura 5. Gêneros de vegetação paludosa e campos úmidos na borda do Banhado Grande.

De acordo com Ferreira (2005), o inverno é a época normal de ocorrência de maior senescência das macrófitas aquáticas. E o outono e a primavera são as épocas normais da ocorrência de maior produção primária. Este fato justifica a menor presença de lâminas de água aparente no período de primavera e outono.

Na imagem de outono, 16/04/2010 (Figura 2b), a classe com maior abrangência espacial é do tipo vegetação paludosa de porte médio e relativamente alto (*Erianthus* spp., *Andropogon bicornis* e *Sida* spp.) a baixo (capim-boiadeiro e aguapés).

Os campos úmidos ocorrem predominantemente nas bordas do Banhado Grande e as gramíneas e macrófitas baixas flutuantes em direção à porção central do banhado. A Figura 6 mostra os campos úmidos em um dos setores de borda do Banhado Grande.



Figura 6. Campos úmidos, na borda do Banhado Grande.

Na imagem de inverno, 12/07/2001 (Figura 2c), observa-se maior presença da lâmina d'água aparente, se comparado ao verão e outono. Isso, possivelmente, está relacionado com as respostas espectrais da vegetação, que apresentam um número menor de classes de vegetação, em relação às outras estações, principalmente verão e primavera.

Essa diminuição, pode estar relacionada com a temperatura, significativamente menor no inverno do que no verão (UFRGS, 2002). Biudes; Camargo (2008), observaram que a temperatura afeta a produção primária e a diversidade sazonal de macrófitas aquáticas, e que à medida que aumenta a temperatura e a quantidade de luz, a produção primária é ligeiramente menor para a maioria das espécies.

A imagem de primavera, de 01/10/2007 (Figura 2d), apresenta maior umidade aparente dentre as imagens. Há a predominância do padrão de ciperáceas no setor oeste do Banhado, e de vegetação paludosa baixa no setor nordeste, onde predominam os gêneros *Polygonum* spp. e *Leersia* spp. Esse padrão apresenta

maior área de abrangência espacial do que nas imagens de verão, outono e inverno, quando aparentemente inexistente. Nesta imagem, nas bordas do Banhado predomina a ocorrência das ciperáceas, gramíneas e campos úmidos.

A lâmina d'água mapeada nas imagens considerou apenas a lâmina d'água livre (GUASSELLI, 2005; LEITE, 2011), sem a presença de vegetação o que, todavia, não exclui a presença de grande umidade aparente na imagem orbital de primavera. As áreas com maior influência da lâmina d'água, mas que apresentavam presença de vegetação misturada se mostraram mais difíceis para o mapeamento.

Conforme Málvarez (1997), os pulsos inundações ocorrem em um padrão que oscila de forma sequenciada, quando ocorrem períodos de estiagem e em períodos de cheias. Tal caráter oscilatório caracteriza um ciclo, ou seja, um padrão de pulsos de inundações alternando-se sazonalmente (IBAMA, 2000). No Banhado Grande, na primavera, portanto, os pulsos de inundações apontam para um período de cheia, que aumenta a circulação de água no Banhado (DNOS, 1985; SIMIONI, 2017).





O aumento da circulação de água está associado ao padrão de distribuição espacial da vegetação paludosa. Como na primavera ocorrem as maiores precipitações, o maior aporte para os cursos d'água que fornecem água para o Banhado Grande, e o aumento dos pulsos de inundações (SIMIONI, 2017), tem relação com as modificações espaço-temporais dos padrões de vegetação na imagem de primavera.





A quantificação da área referente às classes de vegetação, Quadro 1, mostra que a dinâmica da vegetação do Banhado Grande possui um padrão de variação sazonal apenas parcial. Mesmo que em todas as estações do ano nota-se uma variação da área dos padrões de vegetação de macrófitas aquáticas.

Os padrões com diferenças mais pronunciadas são os de vegetação paludosa de macrófitas flutuantes, devido a sua maior mobilidade, são mais suscetíveis à ação dos ventos e da dinâmi-

ca de circulação da água (ARBO et al., 2001; GUASSELLI, 2005) macrófitas de médio e grande porte, fixadas ao solo.

Quadro 1. Classes de vegetação do Banhado Grande, bacia do rio Gravataí, RS.

CLASSES		Classes de vegetação área (km²)			
		verão 30/01/1994	outono 16/04/2010	inverno 12/07/2001	primavera 01/10/2007
	Predominância de vegetação paludosa baixa (capim-boiadeiro: Polygonum sp. e Leersia sp.)	0,77	2,18	0,24	8,68
	Predominância de vegetação paludosa (capim-boiadeiro e aguapés) e gramíneas altas (Erianthus sp., Andropogon Bicornis e Sida sp.)	16,09	10,56	3,45	18,54
	Predominância de vegetação de macrófitas altas e baixa diversas (transição e bordas)	16,78	9,22	15,74	0,00
	Predominância de Ciperáceas - tiriricas, Juncos e sarandis (Fuirena robusta, Cyperus sp., Scirpus sp., Cephalanthus sp.)	16,82	16,63	13,07	18,78

	Ocorrências diversas (presença de Ciperáceas)	0,24	6,60	0,00	0,00
	Predominância de gramíneas altas e macrófitas flutuantes baixas (bordas)	1,17	10,56	0,00	0,00
	Campos úmidos, vegetação paludosa, gramíneas altas e Ciperáceas	6,77	4,53	27,76	14,42
	Lâmina de água aparente	0,00	0,74	0,00	0,00

Considerações finais

A análise da série temporal de imagens de satélite, entre 1994 e 2010, permitiu analisar a variabilidade e os padrões da dinâmica da vegetação no Banhado Grande.

Constatou-se, que essas variações espaço-temporais na dinâmica da vegetação e na variabilidade hidrodinâmica ocorrem de acordo com um padrão de distribuição sazonal. Entretanto, essa sazonalidade é parcial, principalmente considerando o verão e o inverno, enquanto que no outono e na primavera há uma variabilidade maior.

As bordas do banhado mostram predominância de uma mistura de ciperáceas, gramíneas, vegetação paludosa e campos úmidos, na primavera. No outono e no inverno, entretanto, há pequena variação de vegetação nas bordas, com predomínio de vegetação paludosa de médio a pequeno porte. No setor central, norte, sul e sudeste, predominam a vegetação de ciperáceas, no verão e outono.

A análise da cobertura de macrófitas aquáticas no Banhado Grande a partir do mapeamento dos padrões de vegetação pelas distintas respostas espectrais referentes à cada imagem permitiu a constatação sobre as variabilidades e os padrões da dinâmica da vegetação na área.

Constatou-se, principalmente, que as variações espaço-temporais na dinâmica da vegetação e na variabilidade hidrodinâmica ocorrem de acordo com um padrão de distribuição sazonal. Entretanto, essa dinâmica observada nos padrões das áreas de cobertura vegetal e da sua resposta espectral analisada para cada data de imagem mostra que essa sazonalidade é parcial.

Essa dinâmica sazonal de forma parcial ocorre porque no verão e no inverno ocorrem padrões que não apresentam significativas alterações dentre as imagens das estações respectivas. Enquanto que no outono e primavera apresenta um padrão de variabilidade um pouco maior das respostas espectrais da vegetação com relação às imagens de inverno e verão.

Quanto à variabilidade hidrodinâmica, os resultados apontam para uma variabilidade da área do Banhado, segundo o limite de alcance da lâmina d'água, de mais de 1 ha entre os períodos de maior "seca" e maior "cheia" no Banhado.

Quanto à vegetação, com relação às imagens da primavera, as bordas do Banhado mostram predominância de uma mistura de ciperáceas, gramíneas e campos úmidos. As imagens de outono e inverno, por sua vez, apresentam uma área reduzida de variação de classes de vegetação nas bordas, que apresenta também a presença de vegetação paludosa de médio a pequeno porte, que, nas imagens de verão e outono, predominava nos setores central, norte, sul e sudeste, e não tanto nas bordas.

As diferenças espaciais dos padrões nas imagens de primavera, outono e inverno estão provavelmente ligadas à variação da precipitação.

A retirada de água do Banhado para a utilização na rizicul-

tura ocorre no período de verão, o que, neste caso, pode provocar um aumento da produção primária de macrófitas aquáticas, quando a água retorna ao Banhado, com o aporte de agrotóxicos oriundo das lavouras de arroz, em áreas adjacentes de praticamente todo o Banhado Grande.

Há lâmina de água aparente significativa durante o verão no Banhado, até porque os estudos referentes à precipitação para a região da Bacia Hidrográfica do rio Gravataí mostram significativos índices de precipitação para o período de verão. No entanto, as imagens de verão mostram uma vegetação que recobre, aparentemente, a lâmina de água aparente no Banhado, tornando-a, praticamente imperceptível nas imagens desse período. O verão é época de senescência, e não de produção primária das macrófitas. Isso pode explicar a grande cobertura vegetal formada pelas macrófitas na imagens de verão, e a ausência de lâmina de água aparente.

Como perspectiva, compreende-se que o entendimento da dinâmica dos banhados e de outras áreas úmidas em geral, sugere uma abordagem espaço-temporal, não só em função de suas particularidades físicas, mas a fim de estabelecer uma análise ambiental de alcance mais completo do ponto de vista do maior número de abordagens metodológicas por áreas diversas do conhecimento possíveis (o mais interdisciplinar possível). O intuito desta proposta visa mensurar e qualificar os elementos fundamentais da paisagem e compreender o seu funcionamento a partir de seus distintos matizes de análise e de suas complexas relações.

REFERÊNCIAS

- ACCORDI, I. A.; HARTZ, S. M.; OHLWEILER, A. O sistema Banhado Grande como uma área úmida de importância internacional. In: II Simpósio de Áreas Protegidas -conservação no âmbito do Cone Sul. 2003. Pelotas. Anais. p. 56-63, 2003
- ARBO, M.M.; LÓPES, M.G.; SCHININI, A.; PIESZKO, G. (2001) **Plantas palustres del macrossistema Iberá**. Instituto de Botánica del Nordeste

(IBONE). 4 p.

BIUDES, J.F.V.; CAMARGO, A. F. M. **Estudo dos fatores limitantes à produção primária por macrófitas aquáticas no Brasil**. Oecol. Bras., 12 (1): 7-19, 2008.

BULHÕES, F.M.; GIUGNO, N.B. (1994). **Cobertura vegetal e ocupação atual do solo da área de influência da Barragem Olaria Velha e da Baía do rio Gravataí RS**. Porto Alegre: CPRM/METROPLAN. 1 v. não paginado, il. (Série Ordenamento Territorial, 2).

CARVALHO, A.B.P.; OZORIO, C.P. (2007) **Avaliação sobre os banhados do Rio Grande do Sul, Brasil**. In: Revista de Ciências Ambientais, Canoas: v.1, n°2, p. 83-95.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE OBRAS E SANEAMENTO (DNOS). (1985). **Planejamento Integrado dos Recursos Hídricos da Baía do rio Gravataí**. Projeto de coordenação técnica Brasil-Alemanha. Estudos integrados de bacias hidrográficas, v.1, 142p.

ECOPLAN ENGENHARIA; COMPANHIA RIO-GRANDENSE DE SANEAMENTO (CORSAN). (1992). **Barragem Olaria Velha – Rio Gravataí**. Porto Alegre. v.1, 72 p.

FERREIRA, T. F. (2005) **Ecologia e aplicabilidade de métodos para avaliação de produção primária de *Zizaniopsis bonariensis*: uma macrófita aquática emergente, no Banhado do Taim, RS**. PPG em Ecologia/UFRGS. Dissertação de Mestrado, 135 p.

FRANTZ, D.L.S.; CARRARO, C.C.; VERDUM, R.; GARCIA, M.A.T. (1990) **Caracterização de ambientes paludais da Planície Costeira do Rio Grande do Sul em Imagens Orbitais TM/LANDSAT 5**. Centro Estadual de Pesquisas em Sensoriamento Remoto e Meteorologia. p. 408-418.

FUNDAÇÃO ZOOBOTÂNICA DO RIO GRANDE DO SUL. Museu de Ciências Naturais. (1983). **Amostragem da flora e fauna das nascentes do rio Gravataí, Rio Grande do Sul, visando a emissão de um parecer sobre as condições bióticas da área nos meses de março, abril e maio de 1983**. Relatório Final. Porto Alegre. P.1-6.

GUASSELLI, L.A. (2005) **Dinâmica da Vegetação no Banhado do Taim, RS**. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental/UFRGS. 157 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. (2000). **Banhados**. Disponível em: <<http://www.>

ibama.gov.br.> Acesso em: 17 ago. 2010.

IPH. Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Identificação das alternativas possíveis e prováveis para regularização das vazões do Rio Gravataí: **Relatório Final**. Porto Alegre: IPH/CPRM, 2002. 207 p.

IRGANG, B.E.; GASTAL Jr., C.V.S. (1996) **Macrófitas aquáticas da planície costeira do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Edição dos autores, 290p.

LEITE, M.G. (2011) **Dinâmica espaço-temporal da vegetação no Banhado Grande, Bacia hidrográfica do rio Gravataí, RS**. Porto Alegre, RS. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Geociências. Trabalho de Conclusão de Curso/Bacharelado em Geografia. 96p.

MALVAREZ, A.I., (1997). **Las comunidades vegetales del Delta del Río Paraná. Su relación com factores ambientales y patrones del paisaje**. Tesis doctoral, UBA, Buenos Aires, 167 p.

MELLO, L.P. (1990) **Barragem da Olaria Velha, rio Gravataí: contribuições para uma avaliação de impacto ambiental**. Departamento de Geografia, Especialização em Geografia Ambiental Urbana. Instituto de Geociências, UFRGS, Porto Alegre, Rio Grande do Sul. p. 9-38.

MELLO, L.P. (1998) **Percepção da paisagem e conservação ambiental no Banhado Grande do Rio Gravataí (RS)**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Paulo. 364p.

NEIFF, J.J. (1997) **El régimen de pulsos en ríos y grandes humedales de Sudamérica**. En: Tópicos sobre grandes humedales sudamericanos, Málvarez, A. I. y P. Kandus (eds.), 1997. ORCYT-MAB (UNESCO). Motevideo, Uruguay, 106 p.

RAMSAR (1999) **The Ramsar library. Information sheet on Ramsar wetlands**. Gland: the Ramsar Convention Bureau.

RUBBO, M. (2004) **Análise do potencial hidrogeológico do aquífero cenozóico da Bacia Hidrográfica do Rio Gravataí, RS**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2004.

SIMIONI, J.P.D. **Pulsos de inundação e conectividade entre áreas úmidas, Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande-RS**. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Geografia, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2017.

SIMIONI, J.P.D.; GUASSELLI, L.A.; ETCHELAR, C.B. **Connectivity among Wetlands of EPA of Banhado Grande, RS**. RBRH, Porto Alegre, v.22, e15, 2017.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL (2002) Instituto de Pesquisas Hidráulicas. **Identificação das alternativas possíveis e prováveis para regularização das vazões do rio Gravataí**. Porto Alegre: CPRM. p. 1-8.

2.5 Impactos ambientais decorrentes da orizicultura na APABG⁵

*Tássia Fraga Belloli
Laurindo Antonio Guasselli*

Introdução

Impacto ambiental é entendido como a alteração da qualidade do meio ambiente produzida por uma atividade humana (SALVADOR et al., 2005). As ações resultantes de impactos ambientais afetam a saúde, segurança, bem-estar e atividades socioeconômicas de uma população, assim como o conjunto de animais e vegetais presentes numa determinada região, além das condições estéticas do meio ambiente e a qualidade dos chamados recursos ambientais (SILVEIRA, 2011).

Os impactos ambientais associados à agricultura estão diretamente relacionados a problemas como erosão dos solos, desmatamentos, drenagem de banhados, uso de agrotóxicos, entre outros exemplos dos prejuízos causados aos recursos naturais (DAL SOGLIO, 2009). Com o emprego de fertilizantes e agrotóxicos, têm-se como impactos imediatos a perda de nutrientes do solo, a contaminação dos mananciais de água e o comprome-

⁵ Capítulo referente ao Trabalho de Conclusão do Curso de Bacharelado em Geografia de Tássia Fraga Belloli, Intitulado “Impactos ambientais decorrentes da produção orizícola, Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande – RS”. Departamento de geografia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2016, 79f.

timento dos demais recursos naturais, o que pode representar acréscimo nos custos de produção aos agricultores. Assim, os impactos ambientais resultantes da atividade agrícola acabam por degradar a própria base produtiva, comprometendo sua eficiência, em razão da agricultura ser altamente dependente do meio natural (MORI; LANZER, 2011).

No caso da orizicultura irrigada, que no estado do Rio Grande do Sul ocupa uma extensa área produtiva, de aproximadamente 1.106,171 ha, safra 2016/2017, (IRGA, 2016), o sistema de manejo empregado nas lavouras tem sido considerado responsável pelo alto impacto ambiental, verificado na qualidade da água dos rios e barragens, em função do manejo inadequado no momento da irrigação da lavoura, principalmente no caso do preparo do solo e na aplicação dos agroquímicos (TOLEDO et al., 2002).

Com a irrigação, grandes áreas passam a incorporar-se ao sistema produtivo. Os projetos de irrigação necessitam muitas vezes de infraestruturas de apoio aos sistemas de irrigação, tais como: barragens, reservatórios, poços, estações de bombeamento, canais de transporte d'água, desvio e retificação de corpos d'água, entre outros (DIAS, 1999). Estes projetos, quando não conduzidos de forma adequada, podem gerar impactos como a salinização do solo, contaminação dos recursos hídricos (rios e águas subterrâneas), consumo exagerado da disponibilidade hídrica da região, consumo elevado de energia e problemas de saúde pública (BERNARDO, 2008).

Os impactos ambientais mais relevantes no Estado, relacionados ao cultivo de arroz irrigado, estão associados às transformações das várzeas inundadas para o uso de sistemas de irrigação por inundação; e a drenagem de banhados. (MELLO, 1998; DARONCH et al., 2004; CARVALHO e OZÓRIO, 2007; BERNARDO, 2008). A drenagem de grandes áreas contínuas e seu cultivo intensivo tem causado distúrbios às condições naturais destas áreas, eliminando a vegetação nativa e, como consequên-

cia imediata, alterando a microflora e fauna regional, a produção de peixes, a população de insetos e as condições de erosão e sedimentação na bacia hidrográfica. (BERNARDO, 2008).

As bacias hidrográficas dos rios Pardo, Vacacaí, Tramandaí e Gravataí podem ser citadas como exemplos de bacias impactadas e com conflitos relacionados a orizicultura (RIO GRANDE DO SUL, 2005; FEPAM, 2017).

Na Bacia do rio Gravataí, ações relacionadas a orizicultura causaram, ao longo dos anos, uma série de modificações na dinâmica hidrológica do rio e nas áreas úmidas, implicando em relevantes impactos ambientais, que perduram até os dias atuais (GUASSELLI et al., 2013; ETCHELAR, 2014; BRENNER, 2016; BELLOLI, 2016; SILVA, 2016).

Além destes impactos, a retirada de água para a irrigação do cultivo nos meses de verão, tem gerado conflitos entre as demandas para o setor agrícola e o abastecimento público (RIO GRANDE DO SUL, 2012), ao coincidir com períodos em que a bacia passa por estiagens.

A condição de Área de Proteção Ambiental, a qual se encontra 2/3 da bacia do rio Gravataí, determina uma série de restrições e condicionamentos das práticas agropecuárias, tendentes a evitar impactos sobre suas áreas úmidas. Contudo, mesmo com amparo da legislação ambiental, instruções e incentivos aos agricultores quanto às boas práticas agrícolas, episódios de contaminação e degradação dos recursos naturais e da biodiversidade, continuam ocorrendo.

Nesse sentido, verificar os impactos ambientais da agricultura irrigada é essencial para promover o entendimento dos processos de degradação dos recursos naturais, para orientar a adequada seleção de alternativas tecnológicas para o processo produtivo e para delinear medidas corretivas e de manejo que permitam auferir os máximos benefícios sociais com o mínimo de prejuízos ambientais (RODRIGUES; IRIAS, 2004).

Neste contexto, buscou-se discorrer sobre os impactos am-

bientais derivados da atividade orizícola na APABG, bem como as ações que os originam, a fim de compreender as suas consequências para a bacia, visando à mitigação dos mesmos.

As principais ferramentas utilizadas para alcançar estes objetivos foram: o geoprocessamento e sensoriamento remoto, com a utilização de imagens de satélite; trabalhos de campo para a obtenção de registros fotográficos e informações secundárias de órgãos ambientais e entidades promotoras do desenvolvimento do setor orizícola. Para melhor compreensão, as metodologias utilizadas em cada etapa da pesquisa são apresentadas previamente aos resultados.

Análises e discussões

Os temas aqui abordados resultam das atividades que impactam diretamente sobre o meio ambiente. Para esta análise, entretanto, não foram verificados os fatores sociais que envolvem o meio de produção e economia do cultivo de arroz irrigado. Assim, inicialmente será abordada a orizicultura e sua evolução espaço-temporal na APABG. Na sequência são apresentados os aspectos relacionados às modificações da área para expansão do cultivo, bem como as estruturas usadas para a sua sistematização, como os reservatórios e canais de irrigação. O terceiro tópico expõe a demanda hídrica do plantio e, por fim, são apresentados os impactos ambientais resultantes destas modificações concernentes à produção orizícola na APABG.

A orizicultura e os banhados na APABG

Devido às características físicas associadas a relevos planos e naturalmente inundáveis, na área central da BHRG, e da fertilidade inerente que compõem os ambientes de várzeas, os produtores encontraram na bacia um ambiente adequado para ocupação, produção e expansão do cultivo de arroz.

De acordo com Mertz (2002), o primeiro grande arrozal irrigado na Região Metropolitana de Porto Alegre se estabeleceu no município de Gravataí, em 1905. Com o advento da Revolução Verde a partir da década de 1970, do acesso às linhas de financiamento e o crescente processo de mecanização e modernização da agricultura (GASPI; LOPEZ, 2008), a orizicultura foi expandida para outros municípios na bacia, consolidando-se a partir da retificação de um trecho do rio Gravataí, que propiciou a drenagem das áreas de várzea para aproveitamento agrícola, através do Programa de Aproveitamento Racional das Várzeas Irrigáveis (PROVÁRZEAS).

De acordo com Kirchhof (2016), há na APABG atualmente 96 produtores de arroz, abrangendo uma área de cerca 13.809 ha. Essa área está distribuída aproximadamente entre Viamão (39,3%); Santo Antônio da Patrulha (36,5%); Glorinha (13,6%); Porto Alegre (6,4%); Gravataí (2,9%); Alvorada (0,79%); e Cachoeirinha (0,25%), gerando pelo menos 500 postos de trabalho. Os sistemas de cultivo predominantes são o cultivo mínimo e pré-germinado, respectivamente 70% e 30% da área cultivada.

As estimativas agrícolas oficiais no Brasil são elaboradas pelo IBGE através do Levantamento Sistemático da Produção Agrícola (LSPA) e da Produção Agrícola Municipal (PAM). Segundo Klering (2007), embora a coleta de dados referentes a estatísticas agrícolas oficiais esteja baseada em conceitos e protocolos adotados internacionalmente, as informações geradas possuem caráter subjetivo ao depender de entrevistas com os produtores quanto suas áreas produtivas. Em vista disso, o uso de imagens de satélite e geoprocessamento para estimar áreas agrícolas ou safras têm sido cada vez mais empregados objetivando um menor grau de erro a partir de ferramentas como a análise espectral das culturas.

Assim, para analisar as possíveis alterações nas áreas de banhado realizou-se o mapeamento da evolução espaço-temporal da orizicultura na APABG. Foram utilizadas imagens do

satélite Landsat 5, sensor TM (Thematic Mapper) e do Landsat 8, sensor OLI (Operacional Terra Imager), entre os anos 1985 e 2016. As imagens utilizadas foram dos meses de janeiro e fevereiro, pois esse período contempla a fase de maturação da cultura onde, devido às diferenças espectrais, se torna possível uma maior precisão na separação dos outros usos do solo e também na sua quantificação.

A Figura 1 mostra diferenças na resposta das áreas de arroz (polígono laranja) e os outros usos e coberturas na área da APABG, como açudes (polígono azul escuro), banhados (polígono azul claro), e outras culturas temporárias (polígono vermelho). Logo, o mapeamento pode ser elaborado por interpretação visual das imagens, avaliando o comportamento espectral e padrões como forma e textura típicas dos alvos analisados.

A dinâmica espaço-temporal da rotação do cultivo do arroz na APABG, Figura 2, ocorre principalmente com alternância de pastagens e criação bovina, além de outras culturas. O mapeamento mostra maior concentração da orizicultura, predominantemente, na área do denominado Sistema Banhado Grande. Essa área se caracteriza por áreas planas da planície de inundação do rio e nas áreas lindeiras aos banhados Grande e dos Pachecos (MENEGETTI, 1998; ACCORDI & HARTZ, 2006). Ocorre também o avanço das lavouras sobre áreas do Banhado Grande, principalmente nos municípios de Santo Antônio da Patrulha e Glorinha.

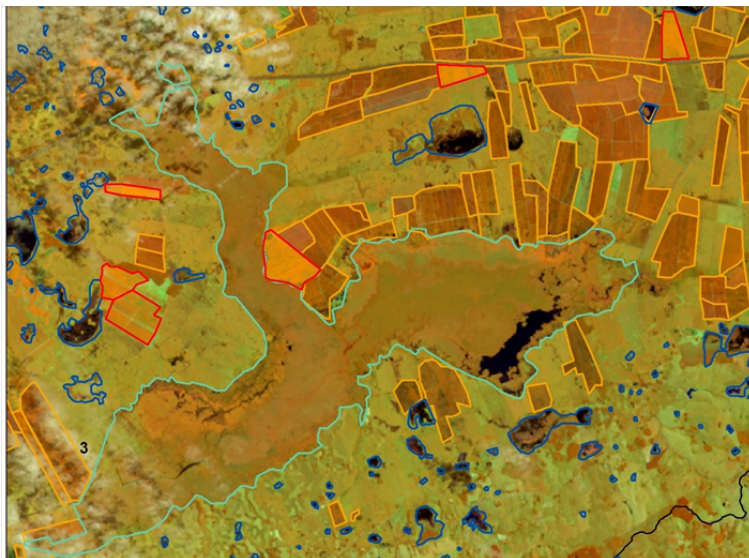


Figura 1. Diferenças na resposta espectral, formas e texturas entre os diferentes usos e coberturas do solo na APABG. Fonte: Imagem Landsat TM.

A quantificação das safras de arroz entre 1985 e 2016, Figura 3, mostra a expansão das áreas de lavouras. Destaca-se a grande variação entre as safras de 1984/85 e 1993/94, com um aumento em área plantada de mais de 4.000 ha. O mesmo ocorre entre as safras de 1995/96 e 2004/05, com diferença de mais de 4.000 ha. Já entre os anos de 2009 a 2016, observa-se pequeno aumento na área plantada, com cerca de 1.400 ha. Ao todo, da safra de 1984/85 para a safra de 2015/16, houve um aumento de aproximadamente 6.426 ha em área plantada, cerca de 116%.

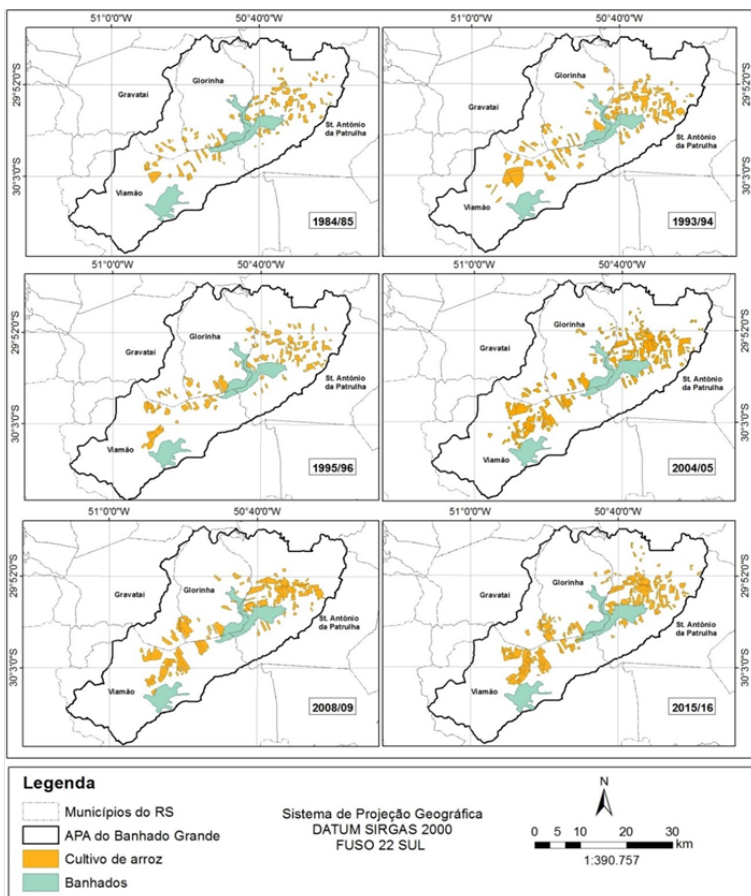


Figura 2. Dinâmica espaço-temporal do cultivo do arroz, entre 1985 e 2016, APABG - RS.

A partir do mapeamento foi possível quantificar a área produtiva com cultivo de arroz na APABG, que ocupa uma área plana com cerca de 27.100 ha, Figura 4. A área produtiva inclui, além das áreas de cultivo de arroz da safra anual, também as áreas de rotação, representando a extensão das áreas na APA que são ocupadas pelo cultivo entre 1985 e 2016.

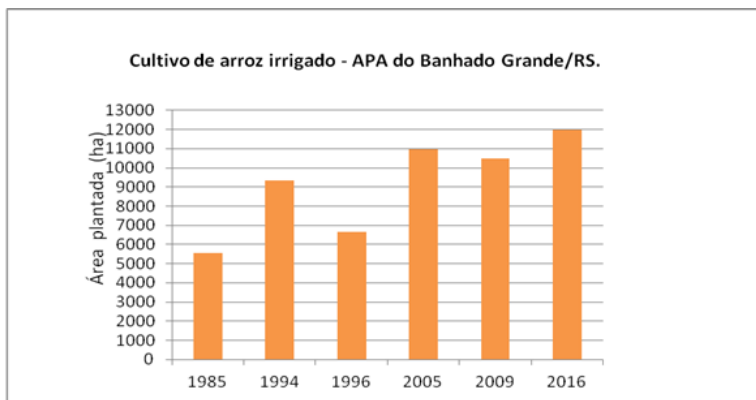


Figura 3. Quantificação das áreas com cultivo de arroz, APABG – RS.

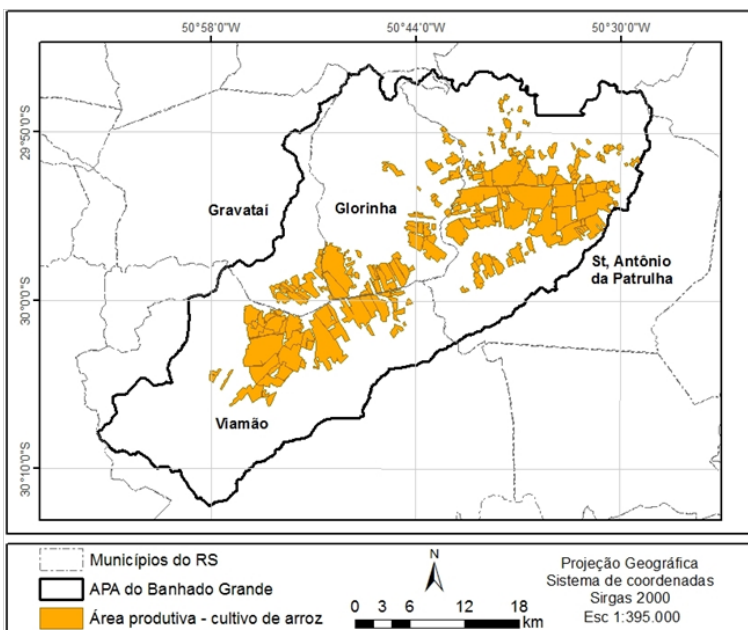


Figura 4. Área produtiva com cultivo de arroz, entre 1985 e 2016, APABG – RS.

Adequação da área e estruturas de irrigação

A adequação da área da BHRG para a orizicultura iniciou na década de 1960, com a execução de um canal de macrodrenagem pelo extinto Departamento Nacional de Obras e Saneamento (DNOS) entre os anos de 1963 e 1969. Segundo IPH (2010), o DNOS planejou este sistema de drenagem em 1958, consistindo em um canal de 35 km de comprimento em direção Leste-Oeste e que deságua no rio Gravataí. Além disso, foram planejados mais dois canais laterais para a drenagem da parte sul do banhado (banhado dos Pachecos) e para o deságue do arroio Vigário. A Figura 5, mostra o canal do DNOS realizado (linha vermelha) e o canal projetado (linha amarela), atingindo a totalidade do Banhado dos Pachecos e do Banhado Grande, chegando aos arroios Chico Lomã e Passo Grande.

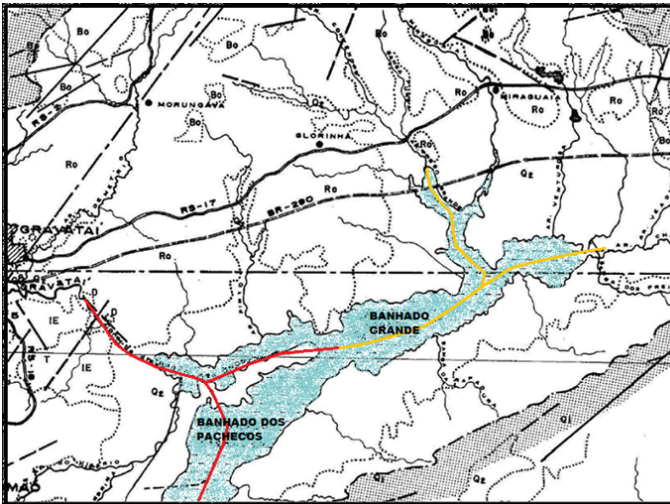


Figura 5. Traçado do canal projetado e o construído pelo DNOS na década de 1960, sobre mapa geológico. Fonte: Adaptado de Agrar und Hydrotechnik (1972, apud IPH, 2010).

Merece destaque, na Figura 5, a planície de inundação do rio Gravataí, o polígono em azul, em que o Banhado Grande e o Banhado dos Pachecos aparecem conectados como sendo uma única área.

A retificação do rio Gravataí aumentou as condições de escoamento, possibilitando a ampliação da área produtiva (DNOS, 1985). Após a retificação de um trecho do rio principal, o rio Gravataí passou a ter uma malha de canais de irrigação em seu trecho médio, com desvios de afluentes em direção as lavouras.

A ampliação das áreas de cultivo gera, consequentemente, o aumento da demanda de água para irrigação. Em vista disso, o número de reservatórios de água, como barragens e açudes, também aumentou na bacia. Esses reservatórios armazenam a água para os produtores utilizá-la durante os meses de estiagens para a irrigação, prática amplamente utilizada pelos orizicultores no Rio Grande do Sul.

O mapeamento das barragens até 1985 e até o ano de 2016, Figura 6, evidencia também a malha de canais de irrigação no trecho médio do rio. Entre os anos de 1985 e 2016 foram construídos 72 novos barramentos, totalizando no ano de 2016, 287 barragens na APABG.

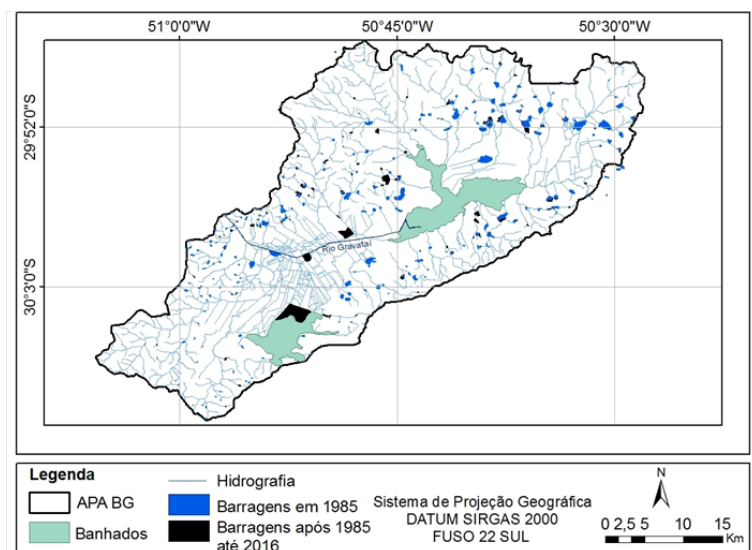


Figura 6. Mapeamento das barragens e da malha de canais de irrigação associados ao cultivo de arroz, entre 1985 e 2016, APABG - RS.

O maior número de barragens se concentra principalmente nas áreas mais altas da APA, sobre os cursos hídricos que alimentam o Banhado Grande e também, próximo à planície de inundação do rio. As maiores barragens encontram-se nas áreas mais planas, próximas à planície. Destaca-se a barragem construída no assentamento Filhos de Sepé, em Viamão, com área de 449 ha, e outra, próxima ao curso principal do rio, com cerca de 113 ha.

Demandas do cultivo e disponibilidade hídrica na APABG

Segundo Rio Grande do Sul (2012), a irrigação é o uso mais importante em termos de quantidade utilizada de água na BHRG. A maior demanda hídrica se dá no período de verão, 84% frente à demanda total, entre os meses de setembro a março. Quando analisado o consumo hídrico, esta concentração chega a

95%. Entende-se por demanda a quantidade de água necessária, ou que é solicitada para a execução de uma determinada atividade, representando assim, a quantidade de água que é extraída do manancial. Enquanto que o consumo é entendido como a parcela da demanda que é efetivamente utilizada (ou gasta) no desenvolvimento de determinada atividade.

Para calcular a estimativa da demanda de água para a irrigação, pode-se utilizar a metodologia proposta por Rosa (2009), e proceder com o cálculo de forma indireta. A partir de imagens de satélite, no qual se determina a área plantada das lavouras, é gerada uma estimativa da demanda média de água por hectare, tendo como base uma vazão de referência de 10.000 m³/ha (1,4 L/s/ha), estimada por Sosbai (2014).

A estimativa calculada para a safra 2015/2016, entre os municípios compreendidos pela APABG, Tabela 1, foi de aproximadamente 119.637.910 m³/safra de água para irrigação.

Tabela 1. Demanda de água para irrigação na APABG

Municípios - APABG	Cultivo de arroz Área plantada (ha)	Total do volume (m ³ /safra)	Demanda (L/s/ ha)
Sto. Antônio	5.536,23	55.362.300	7.750,72
Viamão	4.435,41	44.354.410	6.209,57
Glorinha	1.765,22	17.652.200	2.471,31
Gravataí	226,09	2.269.000	316,53
Total	11.962,95	119.637.910	16.748,13

O resultado da vazão de demanda obtido de 16.748 L/s/ha está em conformidade com os dados do Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Gravataí. Segundo o plano, a demanda para uso na irrigação chega a 9.646,0 L/s/ha de acordo com o banco de dados da FEPAM, enquanto que a demanda nos processos de outorgas oficiais para uso na irrigação chega a 16.143 L/s/ha.

Ainda, conforme Rio Grande do Sul (2012), a bacia do rio Gravataí tem um balanço hídrico crítico. O somatório das de-

mandas para abastecimento urbano, rural, industrial, criação animal e irrigação corresponde a 15.802,5 L/s um consumo de 11.160,50 L/s, Tabela 2, que superam as disponibilidades da ordem de 11.000 L/s. Neste somatório, a demanda para irrigação corresponde a 13.196 L/s para uma área irrigada de 11.401 ha, considerando a safra 2011/2012.

Atribuindo neste quadro o valor de demanda estimado para uma área irrigada de 11.962,95 ha (safra 2015/2016), a demanda de irrigação foi de 16.748,13 L/s/ha. A partir deste resultado, tem-se que o total das demandas de abastecimento para a bacia em 2016, ultrapassa 19.354,5 L/s. Considerando que, possivelmente, este valor é ainda maior, visto que os valores de demanda hídrica para os demais setores não foram atualizados para compor a Tabela 2, de análise integrada de demandas.

Tabela 2. Análise integrada de demandas. Fonte: Adaptado de Rio Grande do Sul (2012).

Abastecimento (setor)	Urbano	Rural	Industrial	Criação Animal	Irrigação	TOTAL
Vazões-Demanda (L/s)	2.075,6	45,4	416,3	69,2	13.196	15.802,50
Participação (%)	13%	0%	3%	0%	84%	100%
Vazões-Consumo (L/s)	415,1	9,1	124,9	55,4	10.556	11.160,50
Participação (%)	4%	0%	1%	0%	95%	100%

Impactos ambientais

Rodrigues (2005) salienta que existem poucos estudos de impacto da agricultura, e menos ainda estudos utilizando indicadores de monitoramento direto. Segundo Rodrigues e Irias (2004), a abordagem dos impactos ambientais potenciais da agricultura irrigada pode ser realizada com diversos níveis de detalhamento e alcance dos parâmetros de qualidade ambiental utilizados.

Costa et al. (2005), destacam a importância de se utilizar parâmetros, tanto quantitativos quanto qualitativos, para a avaliação de impactos ambientais, de modo que se possam obter dados que tornem o estudo mais realístico. Nesta perspectiva, técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento possibilitam detectar e quantificar as transformações no uso da terra. Assim, como a evolução das atividades antrópicas que causam impacto ao meio, sendo um importante instrumento para monitoramento e planejamento ambiental, que pode facilitar a tomada de decisões em relação à redução e controle dos impactos ambientais.

Na sequência, são apresentados os impactos ambientais decorrentes da produção orizícola, dentro das temáticas levantadas e discutidas até aqui. Os impactos identificados partem, não só dos resultados obtidos, mas também dos trabalhos de campo realizados na APABG e informações secundárias da Fundação do Meio Ambiente de Gravataí. Além dos impactos verificados, também são apontados impactos potenciais, a partir da bibliografia consultada.

Impactos sobre os recursos hídricos

O avanço da rizicultura sobre áreas de banhado podem causar a sua redução, Figura 7, e perda de função. Nessa área ocorreu o avanço da lavoura (talhões delimitados) sobre o Banhado Grande. Na safra de 1984/1985 esse trecho do Banhado Grande ainda se mantinha integral, mas vem sendo gradativamente ocupado pelas lavouras.

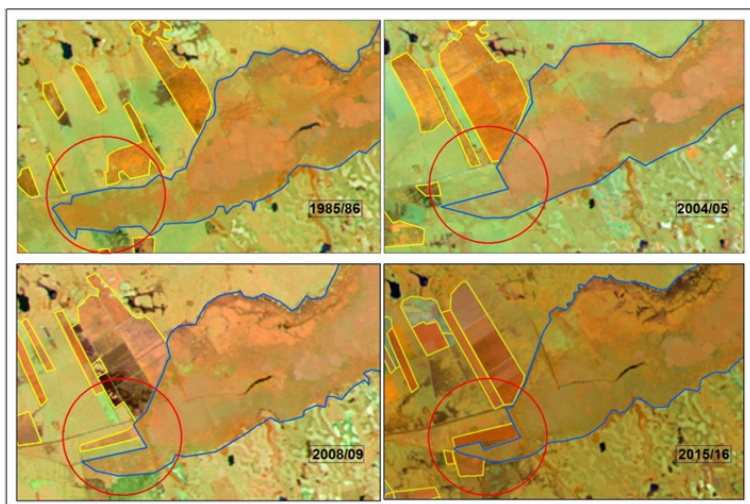


Figura 7. Sequência temporal de imagens Landsat, entre 1985 e 2016, mostra os talhões de cultivo de arroz, o limite do banhado Grande e uma área de avanço da rizicultura sobre o Banhado Grande, APABG – RS.

Com a retificação de um trecho do rio, a função de efeito “esponja” dos banhados (BONELL, 1993; RUTLEDGE et al., 2011), que consiste no amortecimento dos picos das cheias a partir da acumulação das águas e sua liberação nos períodos de estiagens, é afetada. Ocorre a redução do tempo de concentração das águas na bacia devido à rápida drenagem das águas acumuladas no Banhado Grande, verificando-se o aumento das vazões (BRENNER, 2016; BELLOLI, 2016). Do mesmo modo, os canais de irrigação também contribuem para a drenagem mais rápida na área da planície de inundação do rio.

A Figura 8 mostra a sobreposição dos limites da área produtiva do cultivo de arroz (polígonos laranja) sobre uma imagem obtida após um grande pulso de inundação (áreas em azul escuro). A conectividade permitida pela dinâmica de máxima inundação (SIMIONI, 2017) integra as áreas do Banhado Grande, da planície de inundação do rio Gravataí ao Banhado dos Pachecos.

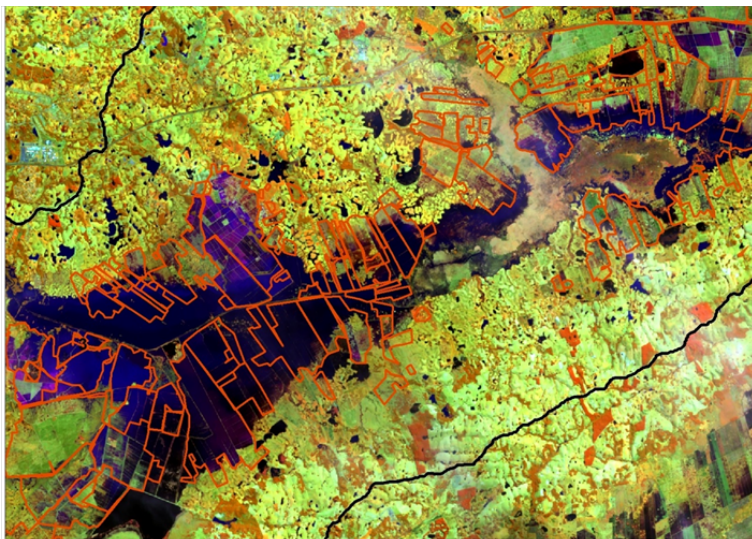


Figura 8. Sobreposição da área produtiva com cultivo de arroz sobre imagem Landsat de 30 de ago/2013, em composição colorida em período de pulso de inundação.

É possível observar dois impactos distintos: (a) a área produtiva não respeita o limite de máxima inundação do Banhado Grande, e ocupa uma área que deveria ser demarcada como Área de Preservação Permanente (APP). (PIEADADE et al., 2012; WWF BRASIL, 2012); (b) a área produtiva ocupa a área de conectividade entre os banhados. Nessa área os canais de irrigação, contribuem para uma drenagem mais rápida e menor tempo de concentração das águas na bacia.

Os impactos potenciais das barragens sobre os cursos hídricos e áreas úmidas foram analisados com base nas referências bibliográficas utilizadas.

Segundo Kingsford (2000), os impactos potenciais para as áreas úmidas são respectivos a diminuição do fluxo de água que chega até elas, prejudicando seus ciclos de inundação e a biota adaptada a estas dinâmicas. Na área da APABG as barragens se concentram sobre os afluentes do rio que fluem em direção aos banhados e a planície de inundação.

Para Dias (1999) o desvio e a perda de água em função da irrigação reduzem a vazão que chega aos usuários a jusante, reduzem o potencial de diluição e depuração de despejos, aumentam os riscos de contaminação, prejudicam espécies aquáticas e geram conflitos entre os usuários do mesmo rio.

Alguns sistemas de plantios podem gerar impactos mais frequentes sobre os recursos hídricos. O sistema de plantio pré-germinado, por exemplo, onde o preparo do solo normalmente é feito sob condições de inundação, pode levar a problemas relacionados ao manejo de água nas lavouras, sobretudo relacionados a presença de sólidos suspensos, turbidez e nutrientes, que podem levar à paralisação das captações dos sistemas de abastecimento urbano (RIO GRANDE DO SUL, 2012).

O manejo inadequado das lavouras em algumas propriedades na APA, com sistema pré-germinado, tem gerado episódios de contaminação das águas do rio Gravataí. Durante a fase de preparo do solo para o plantio de arroz, tratores e máquinas revolvem a terra, assim, a água que entra nos talhões, volta para o rio com maior carga de sedimentos em suspensão e produtos usados nas lavouras que, associado às estiagens e ao baixo nível do rio, reduzem seu potencial de diluição e depuração destes despejos.

A Fundação do Meio Ambiente de Gravataí (FMMA, 2014), constatou episódios de contaminação no ano de 2013, ao realizar a avaliação da qualidade das águas, com amostras de água superficial colhidas em pontos a jusante e a montante dos lançamentos das lavouras. Foi comprovado um aumento nos teores de nitrogênio, sólidos totais e turbidez, alterando as propriedades físico-químicas das águas, repercutindo em impactos negativos neste ambiente.

O Relatório de Vistoria Técnica da FMMA (FMMA, 2014) mostra os resultados da avaliação da qualidade das águas, Tabela 3, em pontos a montante e a jusante dos lançamentos da lavoura de arroz em fase de preparo. Os resultados estão consoantes à

Resolução Conama nº 357/2005 (MMA, 2005), que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento.

Ainda, segundo FMMA (2014), em outubro de 2014, durante uma atividade de fiscalização, foi constatado novamente o lançamento de efluentes das lavouras no rio.

No ano de 2016, a Companhia Riograndense de Saneamento (CORSAN) identificou alteração da qualidade da água no ponto de captação do rio Gravataí, na localidade Passo dos Negros, devido ao descarte de resíduos das lavouras de arroz. De acordo com Vargas (2016), a Patrulha Ambiental da Brigada Militar, FMMA e FEPAM sobrevoaram a área e constataram que, além do despejo das águas utilizadas nas lavouras, com muita terra e produtos usados na agricultura, Figura 6, o nível do rio Gravataí estava baixo.

Tabela 3. Parâmetros de avaliação da qualidade das águas a montante e a jusante dos lançamentos das lavouras de arroz no Rio Gravataí em 2013. Fonte: Adaptado de FMMA, 2014.

Parâmetro	Montante	Jusante	Conama 357/05	Situação
DBO5	5	14	Até 5	Muda classe
Fósforo	0,18	0,03	0,03	-
Nitrogênio Total	0,564	2,31	-	Aumenta
OD	3,88	5,54	Não inferior a 5	-
PH	6,58	6,73	6-9	-
Sólidos Totais	70	832	-	Aumenta
Turbidez	10	124	Até 100	Altera classe



Figura 6. Lançamentos dos efluentes das lavouras de arroz irrigado no rio Gravataí. Fonte: Jornal Vale 7, 09 out. 2016. Foto: Patrulha Ambiental, Brigada Militar.

Impactos sobre a biodiversidade

Pode-se pensar que todos os tipos de cultivo possuem um impacto em comum e inerente a esta forma de ocupação, principalmente, os que incorporam grandes áreas ao sistema produtivo, como é o caso do arroz irrigado. Para plantar, é necessário suprimir a cobertura vegetal original das áreas a serem utilizadas, impactando diretamente sobre a biodiversidade e seu habitat.

Na área da bacia do Gravataí o intenso uso e ocupação antrópica do solo, principalmente através de lavouras de arroz e do pastoreio, causou significativos impactos na ocorrência das formações originais de mata, campo nativo e cobertura vegetal original nas áreas alagáveis. (Ecoplan Engenharia, 1992, apud LEITE, 2011).

Pode-se pensar também que, a monocultura mecanizada, por exemplo, necessita geralmente de infraestruturas para irrigação, armazenagem e transporte dos produtos. Para o cultivo e região em questão, a sistematização das lavouras, juntamente

com as edificações rurais (silos, estradas, aglomerados residências, assentamentos, condomínios rurais) geram fragmentação dos habitats entre as áreas úmidas.

Como exemplo de habitat fragmentado na APABG, podem ser citadas as áreas utilizadas pelo Cervo do Pantanal (*Blastocerus dichotomus*). Para Krob (2015) uma das principais ameaças sobre a espécie do Cervo do Pantanal é o declínio genético causado pelo isolamento decorrente da fragmentação de seu habitat. Mesmo dentro da população relictual, um pequeno grupo de indivíduos ocupa a área do Refúgio Banhado dos Pachecos e, supostamente, mantém-se isolado de outros indivíduos que ocupam a APA devido a barreiras antrópicas existentes entre eles.

A vegetação também desempenha papel fundamental na proteção dos cursos d'água e do solo. Em especial, as matas ciliares às margens dos corpos hídricos, que são protegidas pelo Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 2012), como Áreas de Preservação Permanentes (APPs). Essas matas possuem a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas. Adicionalmente, as zonas ciliares são habitat de diversas espécies nativas da fauna e da flora, além de servir como corredores e abrigo para diversas outras espécies.

A aplicação aérea de herbicidas nas lavouras, próximas a cursos hídricos, quando mau conduzidas, podem destruir a vegetação ciliar. Em 2014 a FMMA verificou durante um levantamento no rio Gravataí, no município de Viamão, a destruição de um trecho de vegetação com 660 metros de extensão em ambas as margens do canal, entre 15 e 23 metros de largura. A Figura 7 mostra a situação do trecho de mata ciliar atingida, já iniciando sua recomposição.



Figura 7. Vista da vegetação destruída por herbicidas em ambas as margens do rio. Vegetação em recomposição. Situação constatada em 22 de janeiro 2015.

Outro fato relevante, quanto à proximidade de lavouras com a vegetação ciliar, é a ausência de vegetação ciliar o que auxiliou no solapamento das margens do rio, no município de Glorinha, Figura 8.

Atualmente conforme o acordado com o Ministério Público (IRGA, 2016) as áreas de APP estão sendo preservadas, o que pode ser registrado no Cadastro Ambiental Rural (CAR) obrigatório para todos os imóveis rurais, e pela restauração do corredor ecológico..

Quanto aos impactos dos barramentos relacionados à biota, estes referem-se à transformação do sistema terrestre em aquático e a destruição da vegetação terrestre, reduzindo os espaços para a fauna. Outros impactos como a interrupção da migração de peixes, alterações na composição da ictiofauna e mortandade de peixes a jusante das barragens também podem ocorrer e são mais graves na implantação de grandes barragens (DIAS, 1999).



Figura 8. Trecho do canal do rio Gravataí onde foi verificada falta de vegetação em APP e erosão das margens. Foto: Belloli, Glorinha, RS. 21 de julho de 2016.

Impactos sobre os solos

Segundo IRGA (2011) os impactos nos solos a partir da orizicultura podem ser observados nas suas características químicas, físicas e/ou biológicas:

A estrutura do solo é normalmente alterada pelos tipos de preparo prévio à semeadura. O revolvimento anual de outono ou de primavera causa a desestruturação do solo e o preparo do solo com a lâmina de água, típica de sistema pré-germinado, intensifica esse processo. Porém, embora haja a ruptura física do solo, não há impacto negativo se não houver a perda de solo por erosão. (IRGA, 2011).

Nesta perspectiva, Etchelar (2013) verificou que com o aumento da drenagem na região limítrofe entre as áreas das lavouras e o Banhado Grande, iniciou-se um processo erosivo acelerado do tipo voçoroca, levando a uma perda significativa de solo

e o consequente processo de voçorocamento, Figura 9. Esse processo foi consequência da alteração da dinâmica de inundação e da vegetação neste local. Como resultados ocorreu a desestabilização da estrutura do solo e a conversão da vegetação característica de banhado por pastagens para nutrir a produção bovina.



Figura 9. Voçoroca no banhado Grande. Foto: Etchelar, 2014.

Pelo fato da orizicultura no estado ser tradicionalmente conduzida em rotação com pastagem, o pisoteio do gado também contribui com os processos erosivos. Dias e Thomas (2011) apontam que os efeitos do pastoreio sobre as zonas ripárias apresentam um grande potencial de degradação dos solos, pois o gado remove a vegetação da margem dos rios, deixando o solo exposto à atuação dos processos erosivos. Evans (1998) e Thomas (2005) afirmam que o pastoreio aumenta a densidade do solo e o escoamento superficial induz a formação de sulcos e ravinas, aumentando, por consequência a taxa de erosão.

Na APABG, o manejo do gado tem contribuído com a geração de caminhos preferenciais de escoamento superficial, a partir da compactação do solo, e com o aumento das voçorocas já consolidadas, ao dessedentar-se no fluxo de água das voçorocas,

como é possível perceber na Figura 10. Em campo observa-se a permanência do pastoreio do gado próximo às áreas de erosão, além de locais com vegetação amassada.



Figura 10. Impacto gerado pelas trilhas do gado (10A e 10 B). Presença da produção bovina na área do Banhado Grande (10-C). Fotos: Belloli, 2016; Etchelar, 2013.

Impactos sobre a população

A retificação ou canalização de rios para drenagem de áreas úmidas pode gerar passivos ambientais relevantes e por período indeterminado. No caso do rio Gravataí, a redução do efeito “esponja” e a drenagem das águas acumuladas no Banhado Grande contribuem para as grandes inundações urbanas que atingem anualmente as populações a jusante do rio. Com a expansão residencial e a especulação imobiliária sobre as áreas inundáveis (SCHEREN, 2014; MAIA et al., 2017), tem-se cada vez mais uma maior parcela da população e edificações atingidas por estes impactos.

Em contraste com a situação anterior, podem ocorrer epi-

sódios de escassez hídrica, como um fenômeno natural, o que acentua os conflitos pela demanda hídrica, nos meses de verão. A Figura 11, mostra o canal do rio Gravataí em período de seca, em que o Governo do Estado decretou situação de emergência para toda a área da bacia. De acordo com Wurlitzer (2013):

Em 2005, a situação estava tão crítica que, não muito longe do centro de Gravataí, era possível atravessar o Rio a pé, sem molhar os pés. A água escassa foi parar nas manchetes dos grandes jornais, que denunciavam o lixo depositado no manancial e as práticas adotadas pelos arrozeiros de captação da água para as plantações. O Ministério Público interveio, evitando o desabastecimento da região. (WURLITZER, 2013).



Figura 11. Leito do canal do rio Gravataí em período de grave estiagem. Foto: APNVG Vale do Gravataí, janeiro 2005.

O consumo de água pelos vários setores da sociedade resulta em uma demanda que está ligada à diluição dos efluentes gerados. Grande parte da água retirada dos mananciais para o consumo retorna aos corpos d'água com suas características ori-

ginais alteradas em função da presença de matéria orgânica e inorgânica, sólidos e microrganismos. (RIO GRANDE DO SUL, 2012).

Os efluentes da irrigação do arroz estão entre as principais fontes poluidoras dos rios dos Sinos e Gravataí (RIO GRANDE DO SUL, 2012; OLIVEIRA; HENKS, 2013). A ocorrência de despejo destes efluentes em períodos que os rios se encontram com baixa capacidade depurativa tem forte potencial para causar interrupção na captação de água para abastecimento urbano, devido a alteração de sua qualidade.

Um dos episódios mais recentes de contaminação das águas do rio Gravataí ocorreu exatamente nesta situação, em outubro de 2016, e causou intermitência no abastecimento em 48 bairros no município de Gravataí, durante dois dias. A quantidade de água bombeada para a estação de tratamento foi diminuída de 500 para 250 litros por segundo, afetando diretamente o consumo da população (VARGAS, 2016).

Considerações e recomendações

Identificar e entender os impactos ambientais relacionados orizicultura na APABG, bem como a origem destes é de fundamental importância para compreender os passivos ambientais existentes, e para atuar com ações mitigadoras e de gestão nesta Área de Proteção Ambiental.

Com base na análise espaço-temporal e na quantificação das áreas orizícolas, a área cultivada com arroz na APABG teve um aumento de 116% entre as safras de 1984/85 e 2015/16. Destaca-se também que estas se expandiram nas áreas do Banhado Grande e em suas áreas limítrofes, ao longo dos anos, em algumas propriedades.

A ampliação das áreas de cultivo gerou, consequentemente, o aumento da demanda de água para irrigação, influenciando na construção de 72 novos reservatórios entre 1985 e 2015.

A irrigação é o setor com maior demanda de água na bacia. O consumo hídrico devido ao incremento em área cultivada, ultrapassa as disponibilidades hídricas na bacia, configurando-se em um balanço hídrico crítico e em conflitos de demanda entre os diferentes setores, em períodos em que coincidem estiagens e a irrigação da cultura.

As alterações nas várzeas para a ocupação das lavouras, afetaram o seu regime hídrico e a dinâmica de inundação do Banhado Grande. Juntamente a canalização de um trecho do rio, as demais obras de irrigação, como reservatórios e canais, trouxeram consequências para a biota adaptada a essa dinâmica e, em longo prazo, para a população da bacia, contribuindo para o agravamento das estiagens e inundações a jusante. Com a dinâmica local comprometida, também vem ocorrendo um processo erosivo acelerado do tipo voçoroca no banhado.

Existe uma série de manuais, orientações, instruções e incentivos aos agricultores quanto às boas práticas agrícolas na orizicultura irrigada, fomentadas por entidades como IRGA e SOSBAI, entre outras. Essas orientações vão desde a escolha da área, culturas para rotação, sistematização das lavouras, manejo da água e práticas a serem evitadas. Entretanto, mesmo com instruções e métodos que visam diminuir os impactos da produção, na APABG tem ocorrido episódios de contaminação dos recursos hídricos por lançamentos de efluentes das lavouras, chegando a causar intermitência no abastecimento para a população.

Apesar dos impactos negativos gerados sobre a biodiversidade, os recursos naturais e a população, a orizicultura irrigada, em comparação com outros cultivos, pode ser vista como o cultivo que mantém as áreas da APABG mais próximas de suas características originais, por manter grandes áreas inundadas na maior parte do ciclo do cultivo, configurando-se este fato, como um impacto positivo.

A persistência de impactos negativos indica a necessidade de ações da esfera pública em prol da proteção do Sistema Ba-

nhado Grande, de suas funções e do bem-estar da população residente na área da bacia. Indica também a necessidade de ações conjuntas entre os orizicultores e os órgãos ambientais quanto às práticas agrícolas e de gestão nas lavouras, visando o menor impacto possível sobre este sistema, e mitigação dos impactos existentes.

Referências

ACCORDI, I. A.; HARTS, S. M. **Distribuição espacial e sazonal da avifauna em uma área úmida costeira do sul do Brasil**. Revista Brasileira de Ornitologia 14 (2), p.117-135, 2006.

BELLOLI, T. F. **Impactos ambientais decorrentes da produção orizícola, Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande - RS**. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso). 2016. 80f. Instituto de Geociências. Curso de Bacharelado em Geografia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2016.

BERNARDO, S. Impacto ambiental da irrigação no Brasil. II Workshop Internacional de Inovações Tecnológicas na Irrigação & I Simpósio Brasileiro sobre o Uso Múltiplo da Água, 2008. **Palestras**. Disponível em: <http://www.agr.feis.unesp.br/imagens/winotec_2008/winotec2008_palestras/Impacto_ambiental_da_irrigacao_no_Brasil_Salassier_Bernardo_winotec2008.pdf> Acesso em: 23 set. 2017.

BONEL, M.; HUFSCHMIDT, M. M.; GLADWELL, J. S. Hydrology and water management in the humid tropics. Cambridge University, UK. UNESCO, 1993. 590p.

BRASIL. Lei Federal (2012). Código Florestal Brasileiro. Brasília, DF: Congresso Nacional, 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12727.htm>. Acesso em: 24 dez. 2015.

BRENNER, V. C. **Proposta metodológica para renaturalização de trecho retificado do rio Gravataí – RS**. Porto Alegre. 2016. 94.f. Dissertação (Mestrado em Geociências). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Instituto de Geociências. Programa de Pós-Graduação em Geografia.

CARVALHO, A. B. P.; OZORIO, C. P. Avaliação sobre os banhados do

Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista de Ciências Ambientais**, v. 1, n. 2, p. p. 83-95, 2007. Disponível em: <<http://www.revistas.unilasalle.edu.br/index.php/Rbca/article/view/171>>. Acesso em: 17 julho. 2016.

COSTA, M. V.; CHAVES, P. S. V.; OLIVEIRA, F. C. Uso das Técnicas de Avaliação de Impacto Ambiental em Estudos Realizados no Ceará. In: Congresso Brasileiro de Ciências da Comunicação. Rio de Janeiro. **Anais eletrônicos**. Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Estudos Interdisciplinares da Comunicação, 2005, p. 1-15. Disponível em: <<http://www.intercom.org.br/papers/nacionais/2005/resumos/r0005-1.pdf>>. Acesso em: 25 set. 2016.

DAL SOGLIO, F. A crise ambiental planetária, a agricultura e o desenvolvimento. In: DAL SOGLIO, F.; KUBO, R. R. **Agricultura e sustentabilidade**. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2009.

DARONK, M.C; PAIVA, E.M.C; CABRAL, I.L.L; PRADO, R.J. O impacto de atividades humanas nos banhados do Rio Grande do Sul. 2004. **Artigo** (especialização). Curso de Especialização para Gestores Regionais de Recursos Hídricos. Universidade Federal de Santa Maria. 2004.

DIAS, M. (Coord). **Manual de impactos ambientais: orientações básicas sobre aspectos ambientais de atividades produtivas**. EMBRAPA Solos. 297 p. Banco do Nordeste. Fortaleza. 1999.

DIAS, W.A; THOMAS, E. L. Avaliação dos efeitos do pastoreio sobre a erosão em margens de canal fluvial em sistema de faxinal. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, 23 (1): 23-35, abr. 2011
DNOS. Departamento Nacional de Obras de Saneamento (1985b). **Planejamento Integrado dos Recursos Hídricos da Bacia do rio Gravataí**. Projeto de coordenação técnica Brasil-Alemanha. Estudos integrados de bacias hidrográficas, v.2. 334p.

ETCHELAR, C. B. **Análise do processo erosivo no banhado grande, município de Glorinha-RS**. Trabalho de Conclusão de Curso (Monografia). 2014. 72f. Instituto de Geociências. Curso de Geografia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2014.

EVANS, R. The erosional impacts of grazing animals. **Progress in Physical Geography**, 22 (2): p. 251-268, 1998. Disponível em: <<http://journals.sagepub.com/doi/pdf/10.1177/030913339802200206>>. Acesso em: 05 out. 2017.

FEPAM. **Qualidade Ambiental**. Região hidrográfica do Guaíba. Disponível em: <<http://www.fepam.rs.gov.br/qualidade/guaiba.asp>>. Acesso em: 09 set. 2017.

FMMA. Fundação Municipal do Meio Ambiente de Gravataí. **Relatório de Vistoria Técnica. Rio Gravataí, trecho médio superior**. 2014. Relatório não publicado.

GASPI, S; LOPES, J. L. Desenvolvimento Sustentável e Revolução Verde: uma aplicação empírica dos recursos naturais para o crescimento econômico das mesorregiões do Paraná. In: XI Encontro Regional de Economia - ANPEC-Sul. 2008. Curitiba. **Anais**. 16p. 2008.

GUASSELLI, L. A; BELLOLI, T. F; ETCHELAR, C.B. Questões ambientais associadas a produção de arroz, Região Metropolitana de Porto Alegre. In: GUASSELLI, L.A; MEDEIROS, R.M.V (org). **Impactos da produção de arroz na Região Metropolitana de Porto Alegre. Análise territorial e ambiental**. Porto Alegre. Imprensa Livre. p. 53-72, 2015.

IPH. Instituto de Pesquisas Hidráulicas. 2010. **Estudo do Processo Erosivo em Área de Banhado na Bacia Hidrográfica do Rio Gravataí**. Disponível em: <http://www.ufrgs.br/sga/SGA/material-de-apoio/textos/textos-poio/links/relatorio_IPH.pdf>. Acesso em: 02 mai. 2016.

IRGA. Instituto Rio grandense do arroz. **Safras**. Evolução das colheitas 2016/2017. Disponível em: <<http://www.irga.rs.gov.br/conteudo/6911/safras>>. Acesso em: ago. 2017.

_____. **Caracterização técnica sobre a área de arroz na Bacia do rio Gravataí**. 2016. Relatório não publicado.

_____. **Manual de boas práticas agrícolas**. Guia para sustentabilidade da lavoura de arroz irrigado do Rio Grande do Sul. IRGA, 2011. Disponível em: <http://www.irga.rs.gov.br/upload/20140724115015os_1103_boas_praticas_agricolas.pdf>. Acesso em: 07 set. 2016.

KINGSFORD, R. T. Ecological impacts of dams, water diversions and river management on floodplain wetlands in Australia. **Austral Ecology**, v. 25, n. 2, p. 109-127, 2000. Disponível em: <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1442-9993.2000.01036.x/full>>. Acesso em: 11 mai. 2016

KIRCHHOF, S. Debate sobre a bacia do rio Gravataí fortalece diálogo entre entidades e produtores. **IRGA. Notícias**. Disponível em: <<http://www.irga.rs.gov.br/conteudo/6661/debate-sobre-a-bacia-do-rio-grava>>

tai-fortalece-dialogo-entre-entidades-e-produtores>. Acesso em: 24 nov. 2016.

KROB, A. J. D. Definição de corredores ecológicos como estratégia de proteção de importantes remanescentes de áreas úmidas e conservação do Cervo do Pantanal (*Blastocerus Dichotomus*) no Rio Grande do Sul. **Anais. VIII CBUC - Trabalhos Técnicos 2015**. Disponível em: <http://pwweb2.procompa.com.br/pmpa/prefpoa/curicaca/usu_doc/trabalho_corredor_cervo_cbuc.pdf>. Acesso em: 14 nov. 2016.

KLERING, E. V. **Avaliação do uso de imagens MODIS na modelagem agrometeorológica-espectral de rendimento de arroz irrigado no Rio Grande do Sul**. 2007. 131f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto). Centro Estadual de Pesquisas em Sensoriamento Remoto e Meteorologia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2007.

LEITE, M. G. **Análise espaço-temporal da dinâmica da vegetação no Banhado Grande, Bacia Hidrográfica do rio Gravataí, RS**. 2011. 96f. Trabalho de Conclusão de Curso (Monografia). Instituto de Geociências. Departamento de Geografia. Universidade Federal do Rio grande do Sul. Porto Alegre. 2011.

MAIA, J. A.; STROHAECKER, T. M.; GUASSELLI, L. A. Identificação da expansão urbana em áreas úmidas por meio do Sistema de Informações Geográficas. Estudo de caso: área de inundação do Rio Gravataí/RS. **Boletim Geográfico do Rio Grande do Sul**, Porto Alegre, n. 30, p. 95-112, set. 2017.

MELLO, L. P. **Percepção da paisagem e conservação ambiental no Banhado Grande do Rio Gravataí (RS)**. 1998. 365f. Tese (Doutorado em Geografia) Departamento de Geografia, Universidade de São Paulo. São Paulo. 1998.

MENEGHETI, J. O. **Lagunas uruguayas y sur de Brasil**. In: Canevari, P.; Davidson, I.; Blanco, D.; Castro G.; Bucher, E. (eds.). Los humedales de América del Sur, una agenda para la conservación de biodiversidad y políticas de desarrollo. Buenos Aires: Wetlands International, Buenos Aires, Argentina. 1998. Disponível em: <http://www.wetlands.org/inventory&/SAA/Intro/_INDEX@.htm>.

MERTZ, M. M. et al. **Agricultura na região metropolitana de Porto Alegre - Aspectos históricos e contemporâneos**. Org. Miguel, A. L.; Grando, Z. M. Porto Alegre: Editora UFRGS, 2002. 157p.

MMA. Ministério do meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 357/2005. Disponível em< <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 5 out. 2017.

MORI, C.; LANZER, E. A. Identificação de potencialidades de redução de custos e impactos ambientais no cultivo de arroz. **Anais**. Encontro Nacional de Engenharia de Produção. 2011. Disponível em: <http://www.abepro.org.br/biblioteca/enegep1998_art528.pdf>. Acesso em: 25 set. 2016.

OLIVEIRA, L. A; HENKS, J. A. Poluição hídrica: Poluição industrial no rio dos Sinos - RS. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**. Florianópolis, v.2, n.1, p. 186-221, 2013.

PIEIDADE, M. T. F; JUNK, W. J; SOUSA, P. T; CUNHA, C. N; SCHÖNGHART. J; WITTMANN. F; CANDOTTI. E; GIRARD. P. **As áreas úmidas no âmbito do Código Florestal brasileiro**. 2012. Comitê Brasil em Defesa das Florestas e do Desenvolvimento Sustentável.

RIO GRANDE DO SUL. Decreto Nº 38.971, de 23 de outubro de 1998. **Cria a Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande, e dá outras providências**. Palácio do Piratini. Porto Alegre. 23 out. 1998.

RIO GRANDE DO SUL. Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Tramandaí. 2005. Disponível em: <https://www.mprs.mp.br/media/areas/ambiente/arquivos/paibh/plano_bacia_hidrografica_rio_tramandai.pdf>. Acesso em: 20 out. 2017.

RIO GRANDE DO SUL. **Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do rio Gravataí**. Relatório Final. Secretaria Estadual do Meio Ambiente. 2012.

RODRIGUES, A. S (Org). **As condicionantes da sustentabilidade agrícola em uma Área de Proteção Ambiental - A APA de Guaraqueçaba**. Curitiba: IAPAR, 2005. 203p.

RODRIGUES, G. S; IRIAS, L. J. M. Considerações sobre os Impactos Ambientais da Agricultura Irrigada. EMBRAPA. 7º **Circular Técnica**. Jaguariúna. São Paulo. 2004. Disponível em: <https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/recursos/circular_7ID-KH03Ez46o.pdf>. Acesso em: 24 set. 2016.

ROSA, A. L. D. **Influência da irrigação do arroz nas vazões naturais da bacia do rio Vacacaí**. 2009. 103f. Dissertação (Mestrado em Recursos

Hídricos e Saneamento Ambiental). Centro de Tecnologia. Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Santa Maria . 2009 .

RUTLEDGE, K; MCDANIEL, M; BOUDREAU, D. **Education**. Swamp. National Geographic. Disponível em: <<https://www.nationalgeographic.org/encyclopedia/swamp/>>. Acesso em: 10 set. 2017.

SALVADOR, A. G; ALCAIDE, A. S; SÁNCHEZ, C. C; SALVADOR, L. G. **Evaluación de impacto ambiental**. Pearson Educación, S.A, MADRID, 2005. 416.P.

SCHEREN, R. S. **Urbanização na planície de inundação da bacia do rio Gravataí**. 2014. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-graduação em Geografia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2014. 113.f.

SILVA, R. C. **Estudo da dinâmica da fragilidade ambiental na Bacia Hidrográfica do Rio Gravataí, RS**. (Tese de Doutorado). 307f. Programa de Pós-graduação em Geografia. Universidade Federal da Bahia: Salvador, 2016.

SILVEIRA, G. S. **Impactos ambientais resultantes da orizicultura mecanizada no município de Itaqui – RS**. 2011. 47 f. Trabalho de conclusão de curso (monografia). Curso de Graduação Tecnológico em Planejamento e Gestão para o Desenvolvimento Rural – PLAGEDER. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2011.

SOSBAI. Sociedade Sul-Brasileira de Arroz Irrigado. XXIX Reunião Técnica da Cultura do Arroz Irrigado. **Recomendações técnicas da pesquisa para o sul do Brasil**. 2014.

THOMAZ, E. L. **Processos hidrogeomorfológicos e o uso da terra em ambiente subtropical – Guarapuava – PR**. São Paulo, 2005, 297 f. Tese (Doutorado em Ciência, área Geografia Física) – Faculdade de Filosofia Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, 2005.

TOLEDO, L. G. et al. Impacto Ambiental da Cultura do Arroz Irrigado com Uso de Índice de Qualidade de Água (IQA). In: **Comunicado técnico** – Embrapa. Jaguariúna, SP, 2002. Disponível em: <http://www.cnpma.embrapa.br/download/comunicado_08.pdf>. Acesso em: 25 set. 2016.

VARGAS, K. Redução no abastecimento não é o único problema. Baixa no nível, também atinge o rio Gravataí. **Jornal Vale 7**. Vale do Gravataí. 10 out. 2016. Disponível em: <<http://vale7.com.br/2016/10/rio-gravatai/>>. Acesso em: 13 out. 2016.

WURLITZER, C. Rio Gravataí, histórias, conflitos e esperanças. **Artigos**. Revista Evidencia Gravataí, edição 172, Capa. 2013. Disponível em: <<http://www.revistaevidencia.com.br/artigos/edicao-1728408/182-a-pa6935.html>>. Acesso em: 27 set. 2016.

WWF BRASIL. Áreas úmidas: mudanças no Código Florestal condenam ambiente e modos de vida à devastação. **Notícias**. 2012. Disponível em: <<https://www.wwf.org.br/?uNewsID=30704>>. Acesso em: 16 nov. 2017.

2.6 Erosão no Banhado Grande⁶

*Cecilia Balsamo Etchelar
Laurindo Antonio Guasselli*

Introdução

A erosão e o intemperismo são processos naturais que ocorrem em equilíbrio com a formação do solo, conforme a evolução do relevo ao longo do tempo (HUTTON, 2008). Porém, a erosão pode ter origem antrópica, causada pelo uso intenso e inadequado do solo (CORRÊA, 1959). Erosão é mais frequentemente desencadeada, ou acelerada, por uma combinação de uso inadequado da terra e de eventos extremos de chuva (GALETI, 1984; RISER, 1995; VALENTIN, POESEN, YONG, 2005; GUERRA, 2011).

Conceitualmente, é importante distinguir os processos de erosão por escoamento laminar, dos processos de erosão linear acelerada que, envolvem a movimentação de grandes massas de solo e sedimentos, conhecidos no Brasil como sulcos, ravinas e voçorocas (D'AGOSTINI, 1999; ALMEIDA-FILHO e ALMEIDA, 2016).

Voçorocas têm paredes laterais íngremes e, em geral, fundo chato, ocorrendo fluxo de água no seu interior durante os períodos chuvosos. As voçorocas podem ser originadas pelo apro-

⁶Capítulo referente à dissertação de Mestrado de Balsamo Etchelar, intitulada "Processos erosivos em áreas úmidas, APA do Banhado Grande - RS". Programa de Pós-graduação em Sensoriamento Remoto. Centro Estadual de Pesquisas em Sensoriamento Remoto. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2017, 107f.

fundamento e alargamento de ravinas, ou por erosão causada pelo escoamento subsuperficial, dando origem a dutos. A erosão em dutos ocorre sob o efeito de água de escoamento superficial e subsuperficial, que penetra em furos biogênicos, ou fendas de diversas origens (GUERRA et al., 1999; BIGARELLA, 2007; SUER-TEGARAY et al., 2008).

Variáveis físicas como áreas de vertentes e solos arenosos, caracterizam áreas suscetíveis à erosão do tipo voçoroca. A erosão do solo é uma ameaça ambiental significativa para a sustentabilidade e capacidade produtiva da agricultura ao redor do mundo (IMESON; CURFS, 2006; CHRISTOPHERSON, 2012).

Embora reconhecido como um problema, ainda há relativamente poucas publicações analisando de forma sistemática a extensão da erosão induzida por irrigação. A maioria dos inventários sobre erosão são voltados para o desenvolvimento da tecnologia para entender, prever e mitigar a erosão induzida por precipitação, deixando uma lacuna sobre a erosão induzida por irrigação (SOJKA et al., 2007).

Processos erosivos em canais de irrigação e formação de voçorocas são ainda menos observados em Áreas Úmidas (AUs). A degradação em AUs, tem consequências como o aumento da frequência às inundações e a ocorrência dos incêndios em turfas (McCARTHY et al., 2007), além da deterioração do solo e da vegetação de várias espécies pioneiras, tornando-se suscetível à erosão.

A fragmentação das AUs é um dos principais problemas relacionados com a conservação da sua biodiversidade, através da diminuição da área de conectividade entre os habitats naturais (ROLON et al., 2010; SIMONI et al., 2017). No Rio Grande do Sul, maior produtor orizícola do país, essa fragmentação é provocada, principalmente, pela organização de uma rede de canais de irrigação associados à prática da cultura do arroz irrigado.

Em AUs a abertura de canais cria rotas preferenciais para a descarga hídrica, a partir do alargamento, aprofundamento e es-

coamento destes canais. A canalização de rios e córregos ameaça as comunidades biológicas, acelera a drenagem de AUs, expondo algumas espécies a altas taxas de predação (HOOVER, 2009).

O uso para o pastoreio acelera e contribui para este processo. De acordo com Dias e Thomaz (2011), o gado contribui com a erosão não somente devido ao desmoronamento das margens (efeito direto), mas também pela dificuldade de infiltração das águas da chuva. O escoamento superficial remove e transporta grande volume de sedimentos para dentro do canal (efeito indireto).

Evolução temporal da voçoroca

Na Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande (APABG), Figura 1, a alteração da drenagem pelos canais de irrigação levou a um processo de erosão em sulco que evoluiu para uma voçoroca ativa de grande extensão, no município de Glorinha.

As intervenções decorrentes das atividades agrícolas na Bacia Hidrográfica do rio Gravataí (BHRG) iniciaram na década de 1960, com a execução de um canal de macrodrenagem pelo extinto Departamento Nacional de Obras e Saneamento (DNOS, 1985) entre os anos de 1963 e 1969, a partir de incentivos governamentais. Esse trecho se estende do curso médio do rio até uma das suas nascentes, o Banhado Grande, percorrendo uma distância de aproximadamente. A obra tinha como objetivo melhorar as condições de escoamento e a drenagem dos banhados com a intenção de expandir as áreas de produção de arroz (DNOS, 1985).

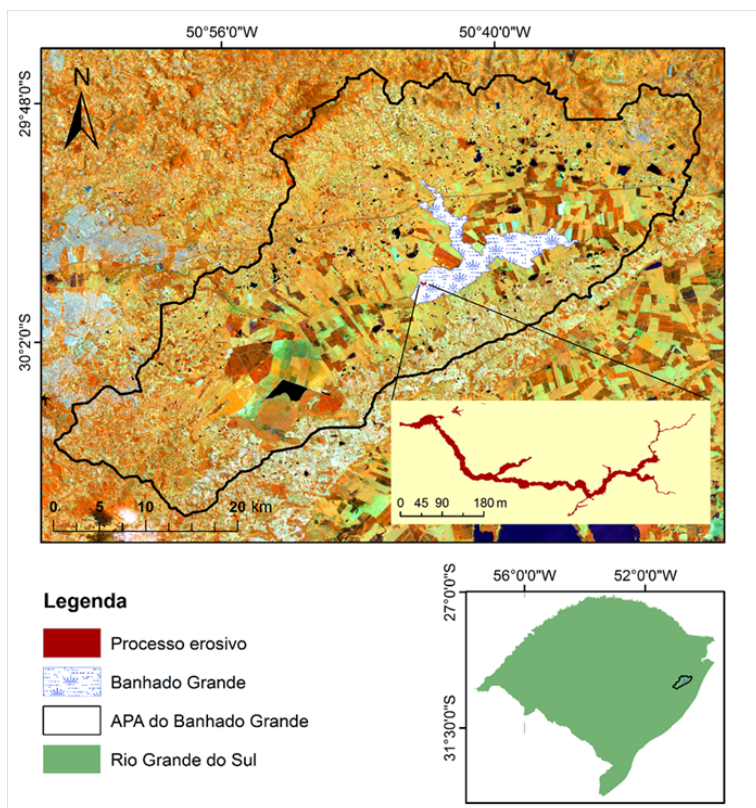


Figura 1. Localização da área de erosão na área da APA do Banhado Grande, sobre imagem do satélite Landsat TM5 de 1994, em composição colorida falsa cor das bandas TM 4, 5 e 3. Os talhões de arroz têm forma geométrica e aparecem em tons de vermelho. Fonte: Imagem obtida de USGS.

Apesar da suspensão da abertura do canal, dado os possíveis impactos na conservação e manutenção dos banhados, por investimentos próprios, produtores rurais decidiram expandir em mais 5,8 km o canal de drenagem em direção ao Banhado Grande. A abertura indiscriminada deste canal de drenagem alterou o regime hídrico da bacia, gerando caminhos livres para o escoamento das águas, causando impactos no seu regime hidrológico (IPH, 2010; BRENNER, 2016).

Para compreender a evolução temporal dessa voçoroca, foi utilizada uma série temporal de imagens, entre 2003 e 2017, obtida a partir do banco de imagens de satélite disponível no *software Google Earth Pro*. O mapeamento da evolução do processo erosivo na área do Banhado Grande foi elaborado nas seguintes datas: (a) 2003; (b) 2010; (c) 2003; (d) 2010; (e) 2012; (f) 2013; (g) 2014 e (h) 2015; (i) 2017.

Os processos erosivos foram vetorizados e feita uma sobreposição dos *shapes* de erosão visando analisar o avanço do processo erosivo na área do Banhado Grande, e posteriormente realizada a sua quantificação.

Também foram coletadas amostras de solos, no interior da voçoroca, e realizada análise granulométrica, para verificar as porcentagens de areia, silte e argila de cada horizonte do perfil. As amostras denominadas de perfil 1, 2, 3 e 4 em sequência de topo para base, foram processadas no programa PANICOM/SAG. Após remover o solo alterado do perfil em forma de uma caneleira, foram identificados quatro horizontes bem definidos.

A vetorização da área de voçoroca no Banhado Grande, a partir da análise temporal das imagens satelitais, permitiu quantificar o alargamento horizontal da voçoroca, Figura 2, que de 2909 m² no ano de 2003 passou a 13663 m² em 2017, e acompanhar a evolução do processo erosivo entre 2003 e 2017, Figura 3.

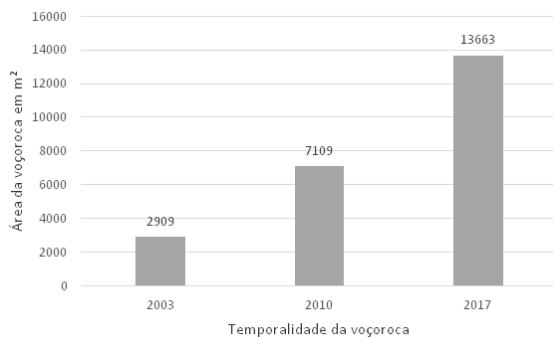


Figura 2. Quantificação da área da voçoroca entre 2003 e 2015.

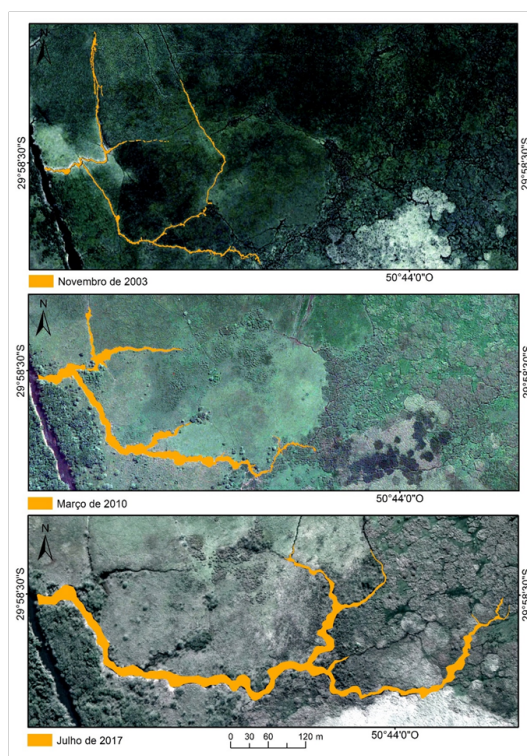


Figura 3. Análise temporal da voçoroca, entre 2003 e 2017.

Fonte: Google Earth Pro.

A comparação do mapeamento da voçoroca a partir da imagem de novembro de 2003 com o mapeamento da voçoroca em 2017, mostra uma considerável evolução no processo de voçorocamento. Esse processo se caracteriza principalmente pelo alargamento e erosão remontante destas drenagens, o que leva a uma rápida transformação da paisagem do banhado.

Segundo Augustin e Aranha (2006) para que um canal evolua para uma voçoroca, a condição necessária é, além da atuação da erosão, a presença de um conjunto de processos, entre os quais o solapamento de solo e os dutos. Estes desestabilizam as paredes e a cabeceira do canal, provocam seu alargamento e sua evolução à montante, caracterizando uma voçoroca.

Na imagem de novembro de 2003, Figura 3, observa-se uma tendência de evolução da voçoroca para o Norte. Entretanto, nas imagens seguintes, observa-se que a cobertura vegetal exerceu um papel fundamental na estabilização do solo. Para recuperação e estabilização de áreas degradadas por processos erosivos Chaves et al. (2012), recomendam para solos pouco drenados, ou seja, solos úmidos ou subúmidos a leguminosa (*Mimosa bimucronata*), popularmente conhecida por “Maricá”.

As características físicas do fluxo de água subterrânea (RUBBO, 2004) e dos períodos de elevada precipitação que causam pulsos de inundação (SIMIONI et al., 2017) passam a ser agentes com grande potencialidade erosiva, uma vez iniciada a voçoroca.

O fluxo hídrico se dá da área do Banhado Grande para a planície de inundação do rio Gravataí, Figura 4, e o ponto de ruptura que dá início a voçoroca ocorre no ponto em que esse escoamento encontra o trecho retificado do rio perpendicular ao banhado.

Essa ruptura ocorre, pois esse trecho do canal se encontra bastante aprofundado devido a erosão e o nível do banhado mais alto, então o escoamento superficial que rompe esse desnível dá início a voçoroca. Assim a desestruturação do solo exposto nas vertentes da voçoroca o torna suscetível à ação mecânica que a água exerce (BIGARELLA, 2007; ETCHELAR, 2014). Para Bigarella (2007), o processo de desmoronamento das cabeceiras, acompanhado de liquefação do material arenoso das vertentes, é responsável pela velocidade considerável da erosão nas voçorocas.

Destaca-se na voçoroca em março de 2010, Figura 3, a presença de formações circulares. Estas formas, classificadas como ovoides, são formas típicas e apresentam a configuração de um anfiteatro de paredes íngremes na parte superior e um canal estreito à jusante (MAGALHÃES, 2001). A Figura 5, exemplifica a dinâmica destas formações circulares.



Figura 4. Voçoroca em período de inundação demonstrando o processo de escoamento superficial da lâmina de água na área do Banhado Grande decorrente do fluxo hídrico que o banhado fornecesse para a planície de inundação do rio Gravataí. Foto: Andrei Fialho.

O fluxo hídrico ondulatório contínuo no interior da voçoroca pela ressurgência do lençol freático e a disposição da estru-

tura do solo, possibilita o contínuo arrastamento de sedimentos das camadas de solo que estão em contato direto com a água, Figura 5a, e levam ao solapamento das camadas superficiais, Figura 5b, formando as circulares que evoluem para o alargamento da voçoroca, e posterior verticalização do processo erosivo (BIGARELLA, 2007).

Construído perpendicularmente em relação à direção do fluxo das águas superficiais, Figura 6, e do fluxo de águas subterrâneas, o canal aberto pelos rizicultores, influenciou na mudança da dinâmica da vazão do banhado. Segundo IPH (2010), a velocidade da água no canal é discordante da situação natural. Antes da retificação o curso do rio Gravataí era meandrante e estava associado a baixas declividades. Atualmente, no canal, a situação é oposta, com um trecho retilíneo e alta velocidade.

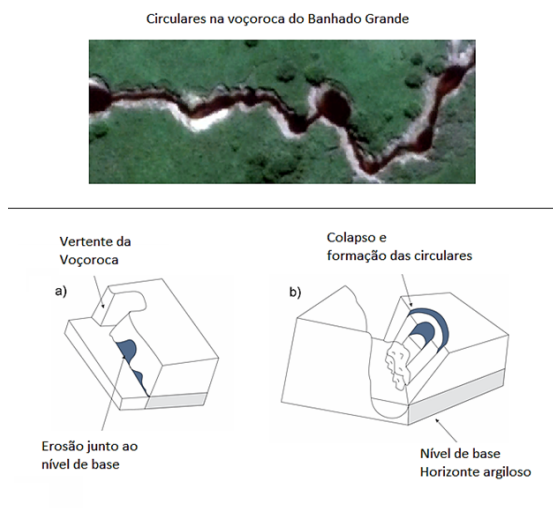


Figura 5. Esquema explicando a formação de circulares na vertente da voçoroca, como dinâmica de processo de erosão hídrica. Fonte: Imagem do *Google Earth Pro*; Esquema modificado de Bigarella, 2007.



Figura 6. Imagem em período de grande pulso de inundação no Banhado Grande, setembro de 2012. O fluxo hídrico superficial, setor nordeste da imagem, evidencia concordância com a evolução da voçoroca. O ponto de ruptura da voçoroca ocorre no contato do fluxo superficial com o trecho retificado perpendicular do rio Gravataí. Fonte: *Google Earth Pro*.

O canal construído pelo DNOS passou por um processo erosivo remontante, chegando a área limítrofe do banhado e do canal que corta perpendicularmente o fluxo de água subterrânea e superficial que sai do banhado em direção a planície de inundação do rio Gravataí, (Figura 7) desencadeando o processo de voçorocamento no período de quinze anos (ETCHELAR, 2014).



Figura 7. Fotografia aérea do trecho do canal de irrigação construído pelos agricultores locais no Banhado Grande ampliando o canal do DNOS. Este ponto, está em pleno processo de erosão, em que evidentes as formações circulares de erosão. Esse processo aumenta a vazão do fluxo hídrico entre o banhado e a planície de inundação do rio Gravataí. Foto: Jackson Müller, 16 nov. 2017.

A análise dos valores de vazão diária para os períodos pré-retificação (1940 a 1970) e pós-retificação (1970 a 2009) do rio Gravataí mostra que a vazão máxima passa de 251,61 para 297,50 m³/s; a vazão média de 19,59 para 32,35 m³/s; e a vazão mínima de 6,01 para 4,58 m³/s, implicando na redução do tempo de concentração das águas na bacia (BELLOLI, 2016). Com o aumento da vazão através da retificação de seus meandros, existe uma tendência de elevar a competência do rio em erodir e assorear este canal.

No gráfico, Figura 8, a quantificação do mapeamento temporal do canal de drenagem a partir do mapeamento temporal das imagens de *Google Earth*, mostra uma considerável evolução no processo erosivo remontante, que se caracteriza principalmente pelo alargamento horizontal do canal. Passando de 14.648 m² de área erodida em 2003, 31.516 m² em 2010 para 53.277m² em 2017.

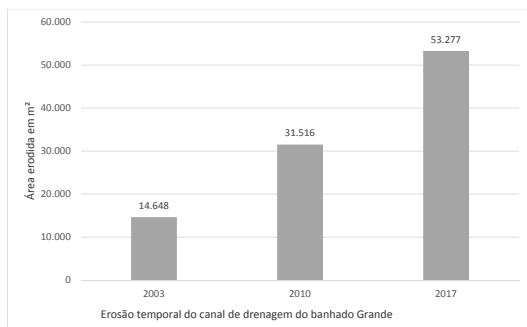


Figura 8. Evolução da área erodida no canal de irrigação em 2003, 2010 e 2017.

A evolução da erosão entre os anos 2003 e 2017, Figuras 9 e 10, mostra as circulares erosivas ao longo do trajeto do canal. Por se tratar de um processo erosivo remontante, tanto na área da voçoroca como no canal de irrigação observa-se na Figura 9a um processo erosivo mais avançado, com alargamento horizontal resultando em feições mais retificadas. Já na Figura 9b o canal apresenta as circulares, identificando neste ponto um processo erosivo que se encontra ativo caracterizado pelo rápido desbarreamento do solo pela ação hídrica.

A perda de grande quantidade de solo neste ponto do banhado ocasiona assoreamento em outros pontos do rio Gravataí como, por exemplo, no trecho em que se encontra a denominada lagoa da Anastácia. Esses trechos além de possibilitar o acesso de caçadores através da voçoroca e do próprio canal de irrigação torna-se uma via de acesso ao interior do banhado. Esses locais abrigam uma rica fauna características desses ambientes, além de ser um refúgio para nidificação de diversas aves migratórias.

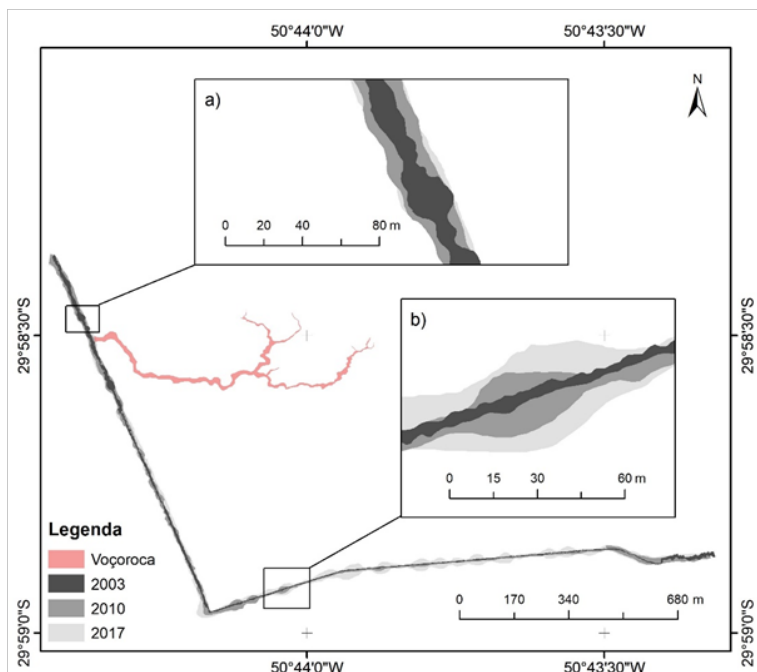


Figura 9. Erosão no trecho do canal e voçoroca em 2003, 2010 e 2017, Banhado Grande. Fonte: *Google Earth Pro*.



Figura 10. Trecho de maior alargamento da voçoroca na área do Banhado Grande com solo exposto na vertente. Ao lado direito da imagem está a margem erosiva da voçoroca, já ao lado esquerdo, encontra-se a margem deposicional dos sedimentos. Assim o processo de erosão se dá na margem côncava e de deposição na margem convexa. Foto: Etchelar, 28 de junho de 2017.

Um maior detalhamento da evolução do processo erosivo do canal de irrigação, Figura 11, mostra o significativo alargamento do canal que passa de 3,87 metros de largura em 2003, para 39,33 metros de largura em 2017.



Canal de drenagem no banhado Grande em 2003 com 3,87 metros de largura



Canal de drenagem no banhado Grande em 2017 com 39,33 metros de largura

Figura 11. Evolução do processo erosivo no canal de drenagem do banhado Grande entre 2003 e 2017, nesse ponto ocorre um alargamento de 35,46 metros em 14 anos. Fonte: *Google Earth Pro*.

Na bacia do rio Gravataí, na feição geomorfológica da coxilha das Lombas, ocorre um aquífero cenozóico com litologias

representantes de depósitos sedimentares litorâneos. A circulação das águas no aquífero é muito rápida e caracterizada pela boa permeabilidade dos sedimentos (RUBBO, 2004). O Banhado Grande é um grande receptor das águas contribuintes da Coxilha das Lombas, da região de Santo Antônio da Patrulha e das rochas da Formação Serra Geral e Botucatu (RIO GRANDE DO SUL, 2012). Os vetores de direção do fluxo, Figura 12, de água subterrânea indicam um afunilamento com uma prioridade de fluxo que concorda com o fluxo das águas superficiais quando o banhado se encontra inundado no local da erosão (ETCHELAR e GUASSELLI, 2015).

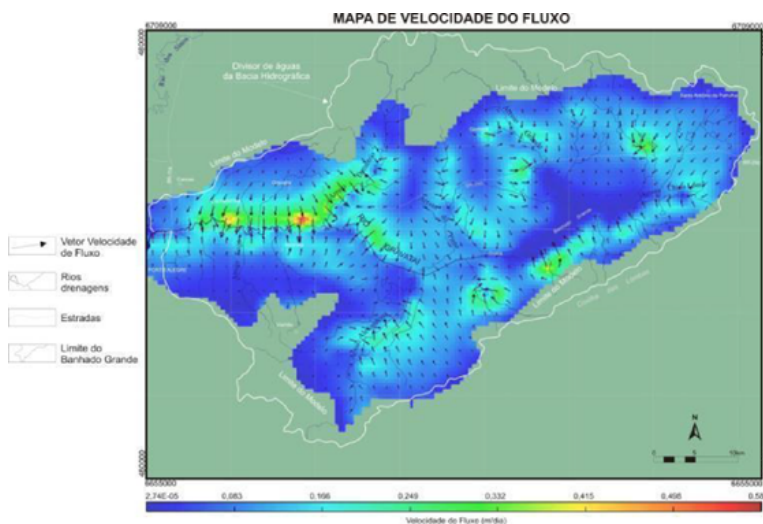


Figura 12. Mapa de velocidade de fluxo das águas subterrâneas. Fonte: Rio Grande do Sul, 2012.

Independente do regime de precipitação existe um fluxo de água permanente do banhado para a calha da voçoroca, mesmo em períodos de estiagem. O lençol freático tem ressurgência em todos os períodos do ano, típico de áreas de banhado. Com isso é possível que ocorra um contínuo arrastamento dos sedimentos,

onde em períodos de grande precipitação se intensificada o arraste das partículas de solo.

O avanço da voçoroca pode estar associado a dinâmica das águas subterrâneas. Pois o fluxo do lençol freático no interior da voçoroca mantém uma erosão contínua dos sedimentos nos horizontes de solo que se mantém em contato com este fluxo hídrico.

A voçoroca se forma em região limítrofe de duas estruturas geológicas distintas, formada de depósitos paludais e depósito de planícies lagunares, caracterizando o perfil do solo da área com a sobreposição de horizontes arenosos sobre horizontes argilosos (ETCHELAR, 2014).

O processo erosivo é remontante e se estabelece a partir do momento em que a intensidade da precipitação excede a taxa de infiltração (FILIZOLA et al., 2011). Na medida em que aumenta o fluxo hídrico associado a enxurrada diminui, portanto, a infiltração da água no solo e aumenta o escoamento superficial.

No trecho canalizado, que corta perpendicularmente a percolação da água que esco do banhado em direção a planície de inundação do rio Gravataí, se inicia o processo de voçorocamento. Destaca-se que o trecho canalizado já passou por um intenso processo erosivo, com acentuada verticalização. A partir do acentuado desnível do banhado em relação ao canal, o escoamento superficial gera de forma remontante a voçoroca.

Além das condições hídricas, leva-se em consideração as características do solo no local. A análise granulométrica do solo nos horizontes expostos na vertente da voçoroca, Tabela 1, indica que as três primeiras amostras do perfil, ordenando de topo para base, tem um predomínio de solo arenoso. A quarta amostra tem uma grande porcentagem de argila, neste horizonte se alcança o nível de base da voçoroca. Pode-se dizer que por apresentar uma fração granulométrica mais arenosa, este tipo de solo estaria mais suscetível à ação dos processos erosivos. A fase de verticalização da erosão cessa quando atinge o nível de base, horizonte

denominado Argilosiltearenoso, nesse processo inicia a fase horizontal de alargamento da voçoroca.

Tabela 1. Análise granulométrica do solo, horizontes identificados na vertente da voçoroca.

	Amostra 01 Arenosiltear- giloso	Amostra 02 Arenoargi- losiltoso	Amostra 03 Arenosilteargi- loso	Amostra 04 Argilo- silearenoso
Areia	63,96%	74,80%	52,24%	16,75%
Silte	29,87%	10,39%	18,11%	22,61%
Argila	6,16%	14,80%	29,63%	60,62%

A ação antrópica que mais contribui para a degradação dos banhados é o cultivo de arroz irrigado, através da drenagem das áreas, do uso de agrotóxicos e fertilizantes, da retirada de água para irrigação das lavouras e o retorno dessas águas com os resíduos para os sistemas naturais aumentando o grau de contaminação em AUs (BRASIL, 2002; YEPES & YANETH, 2015).

O arroz constitui a principal produção agrícola da região, cujo cultivo irrigado ocupa áreas naturalmente inundáveis (DIEGUES, 2002; GUASSELLI et al., 2012; BELOLLI, 2017). Além de destruir e fragmentar habitats, esse cultivo requer um volume expressivo de água para irrigação, impactando substancialmente os ecossistemas naturais (DIAS; BURGER, 2005). As intervenções decorrentes das atividades agrícolas na Bacia Hidrográfica do rio Gravataí (BHRG) iniciaram na década de 1960.

Grande parte do extenso processo de transporte de sedimentos por canais é induzida pelo processo de erosão desencadeada por condições irrigadas. Porém, poucas pesquisas sobre processo erosivo sob irrigação têm sido realizadas, assim, se faz

necessário a compreensão destes processos para prever e desenvolver práticas de gestão para reduzir a erosão induzida por irrigação (TROUT; NEIBLING, 1993).

As atividades de pastoreio também são agentes aceleradores dos processos erosivos. O gado remove a vegetação das margens, eliminando assim a função de filtro exercida pela vegetação (DIAS; THOMAZ, 2011). Além da remoção do solo por desbarrencamento que ocorre na travessia do gado de uma margem a outra do canal (Figura 13). Consequências resultantes do manejo do gado podem incluir alterações na hidrologia de bacias hidrográficas, como alterações de fluxo hidrológico, morfologia e erosão, compactação do solo, destruição da vegetação e deficiências da qualidade de água (AGOURIDIS et al., 2005).



Figura 13. Impacto das trilhas do gado no Banhado Grande. Foto: ETCHE-LAR, 2016.

Os efeitos do pastoreio sobre erosão em margens de canal fluvial, onde ocorre passagem de gado no canal, apresenta 8 vezes a mais o poder de erosão comparado em um trecho isento da presença do gado (AGOURIDIS et al., 2005; DIAS, 2011).

A retirada do gado em torno de voçorocas ou canais de drenagem evita processos como o pisoteio do gado, a compacta-

ção do solo, a formação de caminhos preferenciais para a percolação da água, e o desbarrancamento das bordas da erosão para o acesso do gado à água e a travessia que os animais realizam de uma borda a outra do canal ou voçoroca.

As atividades agropecuárias são os principais fatores de modificação das pastagens e de ambientes alagados no bioma Pampa. Estas áreas têm sofrido importantes mudanças devido à erosão dos solos e à sedimentação de áreas inundáveis, regulação de córregos, canalização e dessecamento de terras inundáveis, urbanização, e a eutrofização das águas de superfície (QUIRÓS et al., 2006).

Segundo o Atlas Socioeconômico do Rio Grande do Sul (2017), o Rio Grande do Sul é o 6º maior produtor de gado bovino do Brasil; e de acordo com a pesquisa agrícola municipal do IBGE, registrou em 2011 a produção de 14.478.312 cabeças. O rebanho bovino associa-se principalmente aos campos limpos, ambientes característicos do Pampa e integrado à produção de arroz nas várzeas dos rios.

O Centro de Sensoriamento Remoto da Universidade Federal de Minas Gerais (CSR/UFMG) calculou e mapeou a Unidade Animal por hectare em 2013. Este cálculo baseia-se na estrutura do rebanho por estado (IBGE, 2013) em 2013 e áreas de pastagens mapeadas de todo o território brasileiro.

O mapeamento das áreas de gado na área do Banhado Grande, Figura 14, corresponde ao local que apresenta a ocorrência da voçoroca dentro dos limites do banhado, indicando um rebanho de 0,43 a 0,84 cabeças de gado por hectare. A projeção realizada para cabeças de gado por hectare em 2030, indica que um aumento significativo da produção bovina na área da BHRG, com elevação de 1,55 a 2,21 o número de cabeças de gado por hectare, Figura 15.

Com a alteração da cobertura do solo, a reversão da cobertura natural da vegetação típica de banhado pela produção do arroz irrigado, e o manejo através do rodízio da atividade orizí-

cola com a produção bovina, potencializa-se a alteração da estrutura do solo. Estas atividades tendem a aumentar a pressão sobre a área do banhado, dificultando a possibilidade de estabilização da área.

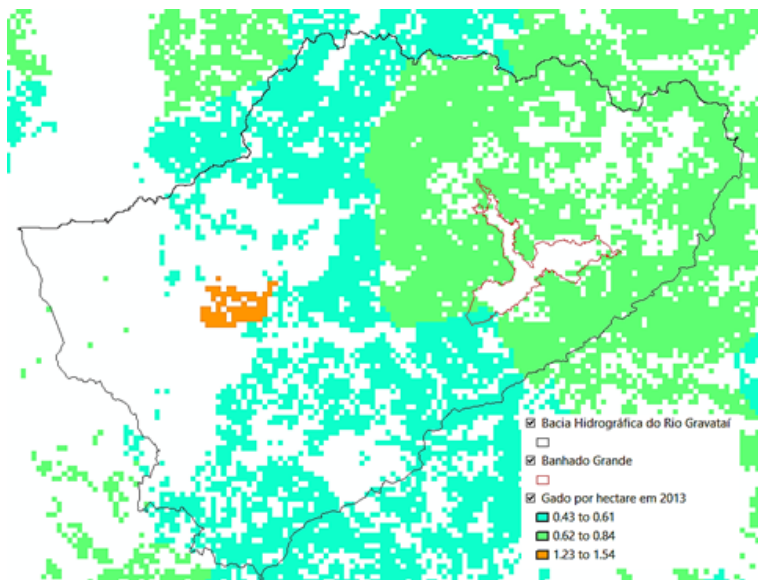


Figura 14. Espacialização de unidade animal por hectare em 2013, BHRG.
Fonte: CSR/UFGM.

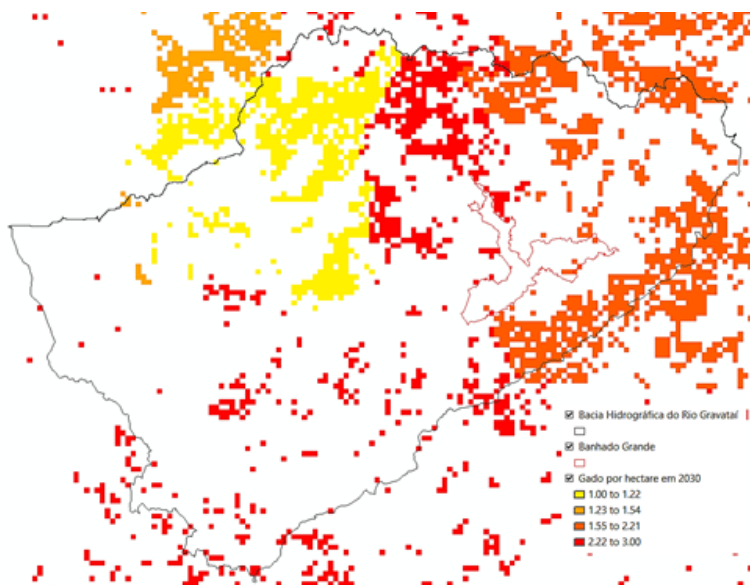


Figura 15. Projeção da espacialização de unidade animal por hectare para 2030, BHRG. Fonte: CSR/UFMG.

Na sobreposição dos limites da voçoroca, Figura 16, nos anos de 2003; 2010; 2012; 2013; 2014 e 2015, destaca-se o intenso processo do alargamento lateral da voçoroca. Na Figura 15a fica evidente que o processo de erosão horizontal a jusante da voçoroca, encontra-se mais estabilizado. Mas a voçoroca encontra-se em pleno processo de evolução como observado na Figura 15b, salientando que o alargamento da voçoroca tende a avançar na direção leste, ou seja, de jusante para montante.

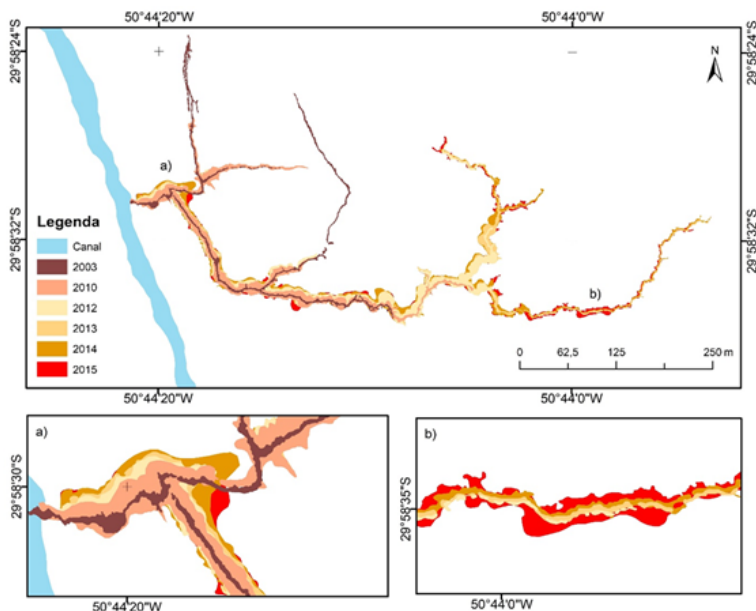


Figura 16. Mapa síntese da evolução temporal da voçoroca, APABG. Fonte: Google Earth Pro.

Na erosão formada ao sul da voçoroca, Figura 17, verifica-se em comparação ao ano de 2003, que o processo erosivo encontra-se estabilizado. A regeneração da vegetação e a diminuição do solo exposto, permitiu uma diminuição do processo passando de 1091,13 m² em 2003; 397,57 m² em 2010; 143,42 m² em 2012; 83,9 m² em 2013; 6,56 m² em 2014, Figura 18, chegando a zerar o seu processo erosivo no ano de 2015.

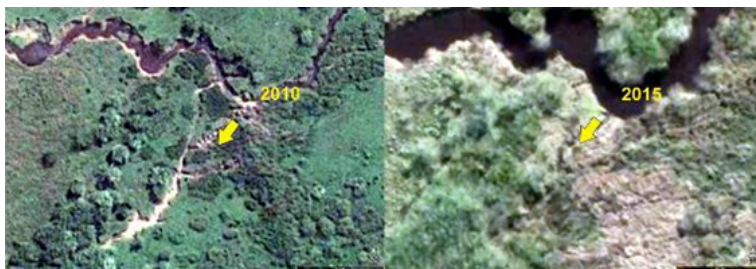


Figura 17. Estabilização da erosão ao sul da voçoroca, entre 2010 e 2015. Fonte: *Google Earth Pro*.

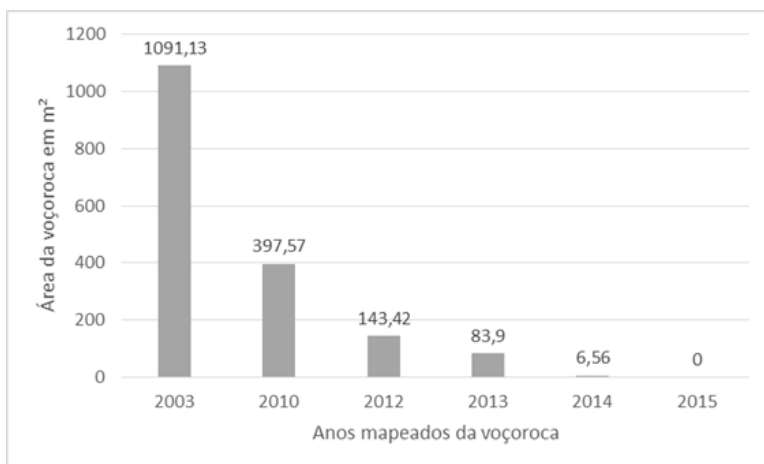


Figura 18. Quantificação da erosão ao sul da voçoroca, entre 2010 e 2015, evidenciando estabilização do processo.

A regeneração e estabilização do processo erosivo à sul voçoroca pode estar associada a recuperação/estabilização da cobertura vegetal neste ponto, além da concentração e acúmulo do fluxo hídrico na voçoroca.

O maricá é indicado para a estabilização de processos erosivos. Caracteristicamente melhora a qualidade dos solos que sofrem com processos erosivos, além de adaptar-se bem a solos úmidos e sujeitos a inundação periódica (CARVALHO, 2004).

A renaturalização de um trecho retificado do rio Gravataí, conforme propôs Brenner (2016) diminuiria a vazão do rio e consequentemente amorteceria o rápido processo erosivo. Além de ser uma alternativa sustentável e de baixo custo para mitigação dos impactos de obras de retificação não cimentadas, como o caso do rio Gravataí.

Conclusões

A série temporal de imagens para análise das feições da voçoroca permitiu com eficácia mapear e quantificar a acelerada dinâmica de evolução do seu processo erosivo, passando de 2909 m² em 2003 para 13663 m² em 2017.

Por tratar-se de uma área de banhado a dinâmica da voçoroca não se associa a ausência da cobertura vegetal ou a declividade, e sim, a um histórico inadequado de uso e ocupação das terras pela prática do arroz irrigado e o manejo desta cultura em consórcio com a produção de gado.

A análise dos solos da vertente da voçoroca permitiu identificar horizontes superficiais com maior porcentagem de areia, até o “nível de base”, com solos com maior porcentagem de argila, o que permite a ocorrência de processos erosivos quando do manejo inadequado.

O canal construído pelo DNOS passou por um processo erosivo remontante, chegando a área limítrofe do banhado e do canal que corta perpendicularmente a percolação da água que sai do banhado em direção a planície de inundação do rio Gravataí, ocasionando um acelerado processo de voçorocamento no período de doze anos. A alteração da cobertura do solo, com a reversão da cobertura natural da vegetação pela produção orizícola e o manejo do gado potencializam a alteração da estrutura do solo, levando a sua desagregação.

Com o acréscimo da vazão do rio Gravataí no período pós-retificação através da abertura no canal de drenagem para irri-

gação na área limite do Banhado Grande e as AUs do entorno, modifica-se a dinâmica natural de toda a área, ocorrendo a desestabilização da estrutura do solo e a possibilidade da reversão de uma vegetação típica de banhado por pastagens, tem influência direta na formação da voçoroca e seu acelerado processo de expansão.

A voçoroca no Banhado Grande e a própria erosão do canal de drenagem, ocasiona um impacto ambiental neste importante e frágil ecossistema, incluindo o rebaixamento do lençol freático pelo aumento da velocidade de vazão e drenagem hídrica do banhado em direção a planície de inundação e a perda de grande quantidade de solo e o assoreamento do rio.

Referências

AGOURIDIS, C. T.; EDWARDS, D. R.; WORKMAN, S. R.; BICUDO, J. R.; KOOSTRA, B. K.; VANZANT, E. S.; TARABA, J. L. Streambank erosion associated with grazing practices in the humid region. **Transactions of the ASAE**, v. 48, n. 1, p.181-190, 2005.

ALMEIDA-FILHO, S.; ALMEIDA, J. Erosão hídrica do tipo ravina e boçoroca. **Anais...** 3º Congresso da Sociedade de Análise de Risco Latino Americana. São Paulo: ABGE. 7 p, 2016.

Atlas Socioeconômico do Rio Grande do Sul (2017). Disponível em: <<http://www.atlassocioeconomico.rs.gov.br/bovinos>>. Acesso em: 14 out. 2017.

AUGUSTIN, C. H. R. R.; ARANHA, P. R. A. Piping em área de voçorocamento, Noroeste de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 7, n. 1, p.09-18, 2006.

BELLOLI, T. F. 2016. **Impactos ambientais decorrentes da produção orizícola, Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande - RS**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Trabalho de Conclusão do Bacharelado em Geografia. 80 p.

BIGARELLA, J. J. 2007. **Estrutura e Origem das Paisagens Tropicais e Subtropicais**. Volume. 3. Florianópolis: Ed. Da UFSC, p.877-1436.

BRASIL, **MMA**. Avaliação e identificação das áreas e ações prioritárias

para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos Biomas brasileiros. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. 2002, 404p.

BRENNER, V. C. 2016. **Proposta metodológica para renaturalização de trecho retificado do Rio Gravataí-RS**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Dissertação de mestrado em geografia. 94 p.

CARVALHO, P. E. R. Maricá – *Mimosa bimucronata*. **Circular Técnica 94**. Colombo: EMBRAPA Florestas Paraná, 10p, 2004.

Centro de Sensoriamento Remoto da Universidade Federal de Minas Gerais (CSR/UFGM). Disponível em: <<http://maps.csr.ufmg.br/geonetwork/srv/por/search#|02c6f16b-ec15-4636-9243-f2279aa5be88>>; <<http://maps.csr.ufmg.br/geonetwork/srv/por/search#|fa0a2dab-50f8-422a-8b42-c2a-fe9d08358>>_Acesso em: ago. 2017.

CHAVES; T. A.; ANDRADE, A. G.; LIMA, J. A. S.; PORTOCARRERO, H. **Recuperação de áreas degradadas por erosão no meio rural**. Manual Técnico, 34. Niterói: Programa Rio Rural, 2012, 21p.

CHRISTOPHERSON, R. W. **Geossistemas: uma introdução à Geografia Física**. 7 ed. Porto Alegre: Editora Bookman, 2012, 728p.

CORRÊA, M. A. A. **Métodos de combate à erosão do solo**. Serviço de informação agrícola. Rio de Janeiro: GB (Brasil). 1959, 152p.

D'AGOSTINI, L. R. **Erosão: o problema mais que o processo**. Florianópolis: Ed. Da UFSC, 1999, 131p.

DIAS, R. A.; BURGER, M. I. A Assembleia de aves de áreas úmidas em dois sistemas de cultivo de arroz irrigado no extremo sul do Brasil. **Ararajuba**, v.13, n.1, p.63-80, 2005.

DIAS, W. A.; THOMAZ, E. L. Avaliação dos efeitos de pastoreio sobre a erosão em margens de canal fluvial em sistema de faxinal. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 23, n.1, p. 23-35, 2011.

DIEGUES, A. C. S. **Povos e águas: Inventário de áreas úmidas**. 2 ed. Núcleo de apoio à pesquisa sobre populações humanas e áreas úmidas. São Paulo: USP, 2002, 597p.

DNOS. Departamento Nacional de Obras de Saneamento. Planejamento Integrado dos Recursos Hídricos da Bacia do rio Gravataí. Projeto de coordenação técnica Brasil-Alemanha. **Estudos integrados de bacias hidrográficas**, v.2, 1985, 334p.

ETCHELAR, B. C. 2014. **Análise do Processo Erosivo no Banhado Grande, APA do Banhado Grande, Município de Glorinha – RS**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Trabalho de Conclusão do Bacharelado em Geografia. 72 p.

ETCHELAR, B. C.; GUASSELLI, L. A. Erosão hídrica do solo na APA do Banhado Grande – Município de Glorinha. Encontro Brasileiro sobre Ravinas, Voçorocas, Erosão Hídrica do Solo e Movimentos de Massa - **EBRAVO + EHMM**. Porto Alegre, 4p, 2014.

FEPAM. Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler/RS. 2014. Qualidade Ambiental. **Região Hidrográfica do Guaíba**. Disponível em: <<http://www.fepam.rs.gov.br/qualidade/guaiba.asp>>. Acesso em: 09 dez. 2015.

FILIZOLA, E. F.; ALMEIDA-FILHO, G. S.; CANIL, K.; SOUZA, M. D.; GOMES, M. A. Controle dos processos erosivos lineares (ravinas e voçorocas) em áreas de solos arenosos. **Circular Técnica 22**. Jaguaruina: EMBRAPA São Paulo, 7p, 2011.

GALETI, P. A. **Práticas de controle à erosão** – Instituto Campineiro de pesquisas agrícolas / Campinas: SP. 1984, 154p.

GUERRA, A. J. T. **Geomorfologia urbana**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2011, 277p.

GUERRA, A. J. T.; SILVA, A. S.; BOTELHO, R. G. M. **Erosão e conservação dos solos**: conceitos, temas e aplicações. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 340 p.

HOOVER, J. P. 2009. Effects of hydrologic restoration on birds breeding in forested wetlands. **Wetlands**, v. 29, n. 2, p. 563-573, 1999.

HUTTON, J. Intemperismo e erosão. In: PRESS, F.; GROTZINGER, J.; SIEVER, R. e JORDAN, T. H. Para entender a Terra. 4a. ed. Porto Alegre: Bookman, p.169-192, 2008.

IMESON, A.; CURFS, M. **Erosão do solo**. Lucinda, Land Care in Desertification Affected Areas, From Science Towards Application, série fascículo B, n. 1, 2006, 15p.

IPH - Instituto de Pesquisas Hidráulicas. **Estudo do processo erosivo em área de banhado na bacia hidrográfica do Rio Gravataí**. Porto Alegre: UFRGS, 2010, 43p.

McCARTHY, T. S.; ARNOLD, V.; VENTER, J.; ELLERY, W. N. The collapse of Johannesburg's Klip River wetland. **South African Journal of Science**, v. 103, n. 10/9, p.391-397, 2007.

MAGALHÃES, A. M. Erosão: Definições, Tipos e Formas de Controle. **Anais... VII Simpósio Nacional de Controle de Erosão**. Goiânia - GO, 2001, 11p.

POESEN, J.; NACHTERGAELE, J.; VERSTRAETEN, G.; VALENTIN, C. Gully erosion and environmental change: importance and research needs. **Catena**, v. 50, n. 2-4, p. 91-133, 2003.

QUIRÓS, R.; BOVERI, M. B.; PETRACHI, C. A.; RENELLA, A. M.; ROSSO, J. J.; SOSNOVSKY, A.; VON BERNARD, H. T. Los efectos de la agriculturización del humedal pampeano sobre la eutrofización de sus lagunas. Eutrofização na América do Sul: Causas, consequências e tecnologias de gerenciamento e controle. p. 1-16, 2006.

RIO GRANDE DO SUL. **Plano de recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do rio Gravataí**. Secretaria do Meio Ambiente. 2012.

RISER, J. **Erosão e Paisagens naturais**. Tradutor: VIEGAS, A. Lisboa: Instituto Piaget, 1995. 125p.

ROLON, A. S.; HOMEM, H. F.; MALTCHIK, L. Aquatic macrophytes in natural and managed wetlands of Rio Grande do Sul State, Southern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, v. 22, n. 2, p. 133-146, 2010.

SIMIONI, J. P.; GUASSELLI, L. A.; ETCHELAR, C. B. Conectividade entre as áreas úmidas da APA de Banhado Grande, RS. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.22, n.15. p. 1-11, 2017.

SOJKA, R. E.; BJORNEBERG, D. L.; STRELKOFF, T. S. Irrigation Induced Erosion. In: LASCANO, R. J. e SOJKA, R. E. (eds.) Irrigation of Agricultural Crops, Agronomy monograph n. 30. ASA, CSSA, SSSA. Madison, p.237-275, 2007.

SUERTEGARAY, D. M. A.; BELLANCA, E. T.; FACHINELLO, A.; CÂNDIDO, L. A.; SILVA, C. R.; ROSSATO, M. S. **Terra – Feições Ilustradas**. 3. ed. Porto Alegre: Editora UFRGS. 2008, 264p.

TROUT, T. J.; NEIBLING, W.H. **Erosion and Sedimentation Processes on irrigated fields**. J. Irrig. Drainage Engr. ASCE. v.119, p 947-963, 1993.

VALENTIN, C.; POESEN, J.; YONG, L. Gully erosion: Impacts, factors and control. **Catena**, v. 2-3, p. 132-153, 2005.

YEPES, F.; YANETH, G. Servicios ecosistémicos y variables sociambientales determinantes en ecosistemas de humedales altoandinos. **Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas**. v. 1, p.173-179, 2015.

2.7 Renaturalização e Áreas Úmidas

Viviane Carvalho Brenner

Introdução

Aprisionada durante décadas em canalizações e no subsolo das cidades, a água vem ganhando crescente importância nas decisões relativas ao planejamento urbano. A tendência mundial, entretanto, além de adotar uma visão integrada da bacia hidrográfica na realização de intervenções locais é, na medida do possível, descanalizar cursos de água, para que recuperem um estado próximo ao natural (PRAÇA, 2012).

Atualmente, o debate é intenso quando nos deparamos com as intervenções adotadas nas áreas urbanas, podendo-se dizer que vivemos uma situação de conflito pelo uso dos cursos d'água. De acordo com Sepúlveda (2010), para alguns a destinação desses cursos d'água deve ser aquela de manter suas funções ecológicas e as características mais próximas das condições naturais. Contrariamente, temos aqueles que, a partir de paradigmas já superados, entendem que os cursos d'água em áreas urbanas devem desempenhar apenas sua função hidráulica de drenagem das águas pluviais.

Leite (2013), afirma que muitos rios se tornaram obstáculos no processo de expansão e urbanização das cidades sendo modificados através de retificações, drenagens, barragens e até mesmo suprimidos da paisagem por tamponamento. Essas alterações impactam as planícies fluviais, intensificando os processos de

inundações através do espraçamento do leito dos cursos d'água no meio urbano e impermeabilizado.

Entretanto, a problemática a cerca da ocupação das planícies de inundação não é exclusiva do meio urbano. BESKOW (1986 apud DARONCH et al., 2006) aponta que no meio rural, desde 1908, com a introdução da rizicultura irrigada no Rio Grande do Sul as áreas junto aos cursos d'água também passaram por uma série de transformações, a fim de atender a demanda desta cultura. Entre as transformações impostas às planícies fluviais, está a retificação de canais de rios e a drenagem de banhados (áreas úmidas) para ampliar a área cultivada e permitir sua irrigação.

A atividade agrícola que apresenta o maior consumo de água é a cultura de arroz irrigado. Esta cultura, presente na região desde o início do século XX, apresenta uma grande demanda de água que, em geral, não pode ser suprida apenas pela vazão dos rios durante os meses de primavera-verão, período de irrigação das lavouras de arroz. Segundo Collischonn et al. (2011) bacias hidrográficas, em que o uso intensivo de água para irrigação é tão longo quanto as próprias séries hidrológicas são muito comuns na região Sul do Brasil.

Ainda de acordo com Collischonn et al. (2011), grande parte dessas bacias sofrem de escassez hídrica que, muitas vezes, ocorrem porque a vazão de base é muito baixa e a demanda d'água para irrigação de lavouras de arroz é muito alta.

A área da bacia hidrográfica do rio Gravataí tem sido amplamente utilizada para agricultura e pecuária intensiva, como produção de arroz e pastejo de gado. Esse adensamento agrícola, através da drenagem das áreas inundáveis para o cultivo de arroz, transformou alguns cursos d'água originais em canais de drenagem, impactando todo o sistema hidrológico das áreas úmidas (BRENNER; GUASSELLI, 2015).

Na década de 1960, com autorização do Departamento Nacional de Obras e Saneamento (DNOS), foi executada uma obra

de retificação em parte do leito do Gravataí. Foi realizada uma canalização não cimentada, com fins de retificação dos meandros do rio através da escavação e abertura de um canal retilíneo (SCHEREN, 2014).

A partir da transformação do fluxo meândrico em retilíneo, e com o aumento da velocidade da água, tinha-se como objetivo o início do processo de drenagem do Banhado Grande. Os impactos dessas obras de drenagem são sentidos em toda a bacia, picos extremos de inundações e secas são recorrentes assim como o agravamento de um processo erosivo no interior do Banhado Grande.

Com o acréscimo da drenagem hídrica do banhado, modificou-se a dinâmica natural da área, ocorrendo à desestabilização da estrutura do solo e a possibilidade da conversão da vegetação típica de banhado para pastagens para a produção bovina. Estas variáveis levaram à ocorrência de processos erosivos no interior do banhado (ETCHELAR, 2014).

Em busca de alternativas para a mitigação de impactos causados por obras de canalização não cimentada, como a do rio Gravataí, emerge à discussão os projetos de renaturalização de cursos d'água. O conceito surge no Brasil e ganha aderência exatamente com o objetivo de mitigação dos impactos causados por essas retificações. Buscando o resgate dos cursos d'água por meio de alternativas de intervenções não cimentadas, visando o ressurgimento das águas no meio urbano e rural em consonância com seus processos naturais.

Essas técnicas podem ser aplicadas tanto na área urbana quanto na área rural, buscando a reapropriação dos ambientes pela sociedade, o contato com o rio, o amortecimento dos picos de vazão e o aumento de áreas de infiltração e de espraçamento para as águas (BRENNER, 2016).

Consolidam assim, a ideia de que devemos procurar nos ambientes antropizados, por mais urbanizados que eles sejam, uma harmonia entre os ambientes naturais e urbanos, e que na

efetivação dessa harmonia, os cursos d'água e respectivas bacias hidrográficas tenham sua função sistêmica e ecológica garantida.

Sob esta perspectiva, este capítulo abordará inicialmente o contexto histórico da renaturalização e suas aplicações em cursos d'água. Após serão delineadas as ferramentas para o planejamento e implementação da renaturalização. Por fim, será apresentada uma proposta de renaturalização projetada para um trecho da bacia hidrográfica do Gravataí.

Renaturalização de cursos da água

Originário do termo alemão “*Renaturierung*”, a renaturalização emergiu no Brasil com uma tradução que buscou se aproximar ao máximo possível do conceito original.

Embora alguns autores, como Santos; Bezerra (2016), não diferenciem os termos naturalização e renaturalização, a maioria dos autores utilizam o prefixo “re”, com pressuposto de atuar em um local já modificado e que não pode voltar a ser o que era antes da ação antrópica. Em outras palavras, seria o equivalente de partir do artificial para o natural (WATANUKI FILHO, 2012). A Figura 1 apresenta de forma esquemática, o princípio básico do objetivo do processo de renaturalização.

A renaturalização de rios pode ser entendida como um processo que envolve a multi e a interdisciplinaridade de vários ramos dos saberes e, o que é mais importante, a condução participativa do processo (SAUNDERS; NASCIMENTO, 2006).

Baseando-se nos princípios europeus de manejo de rios degradados e retificados busca, de acordo com Rhoads (2008), alternativas que estabeleçam um sistema fluvial diverso em termos hidrológicos, geomorfológicos e dinamicamente estável.

Binder (2001) destaca que o termo renaturalização tem como desafio recuperar os cursos d'água que sofreram modificações profundas sem colocar em risco as zonas urbanas e vias de transporte, e sem causar desvantagem para a população. Nes-

te processo é importante que o rio retorne às condições de um ecossistema de águas correntes naturais. Rios são considerados naturais quando não poluídos e quando possuem capacidade natural de modificar seu leito e curso, ou seja, quando possuem as dinâmicas de fundo, de margens e de áreas de inundação.

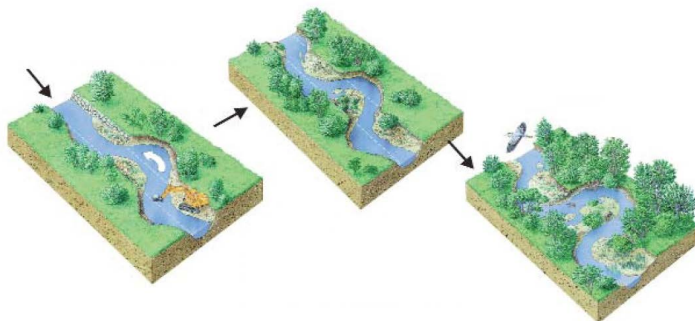


Figura 1. Princípio da renaturalização de um rio. Fonte: Adaptado de Arzet, 2010.

A concepção higienista direcionou a estrutura das grandes cidades, afastando os cursos d'água visando aumentar a área destinada à expansão da malha urbana e produção agrícola. Após a publicação da obra "Primavera Silenciosa" de Rachel Carson, em 1962, houve uma quebra de paradigma na visão higienista. Esse fato desencadeou uma nova linha de preocupação pública com o meio ambiente (LARSEN, 1994).

De acordo com Larsen (1994) ao emergir essa preocupação, países europeus estenderam um novo olhar sob seus recursos naturais. Em 1980, a Alemanha produziu suas primeiras diretrizes para regulamentação de intervenções em cursos d'água, priorizando alternativas sustentáveis que integrassem e garantissem a preservação dos mesmos. Inicia assim um novo movimento que se propagou pelos demais países europeus na medida em que os resultados, aplicados na Alemanha, demonstravam-se eficientes e ambientalmente benéficos.

Com a expansão desse paradigma e a divulgação dos resultados positivos, criou-se a River Revitalization Foundation (Fundação para Revitalização de Rios) nos Estados Unidos, no final da década de 1980. Seu objetivo foi agrupar diversos segmentos da sociedade com o governo para fomentar ações em cursos d'água e formar uma base de dados nacional. Atualmente a base de dados (National River Restoration Science Synthesis) agrega mais de trinta mil projetos de intervenção e manutenção de cursos d'água.

Seguindo o exemplo dos Estados Unidos, a Europa criou o European Centre for River Restoration (ECRR) em 1990, com objetivo de fomentar uma base de dados internacional para troca de experiências e tornar disponíveis dados de projetos de renaturalização e restauração ambiental.

No Brasil, no entanto, não há uma base de dados específica para projetos de intervenção em cursos d'água. A Agência Nacional de Águas (ANA) possui em seu acervo público informações apenas sobre projetos ambientais financiados através de seus editais. As demais bases nacionais referem-se a dados específicos e setorializados. Não há nenhum local que reúna os dados em âmbito nacional.

Botelho e Silva (2012) apontam que a canalização e retificação dos cursos d'água constituem intervenções antrópicas que afetam sobremaneira o sistema hidrológico. Essas obras ao objetivar o aumento da velocidade e da vazão dos rios, a fim de promover um escoamento rápido do grande volume de água, possibilitam a ocupação de suas margens.

O sistema hídrico, entretanto, não se limita a distância entre as margens de um rio. Portanto, de acordo com Larsen (1994), uma proposta de renaturalização deve abranger toda a área de planície de inundação ainda preservada e seus fragmentos no leito do rio. O autor afirma que “a conservação e a função ecológica do curso da água devem ser consideradas condições prioritárias para o processo de renaturalização”. Visto que, no processo de

renaturalização a capacidade de retenção natural das águas na planície de inundação deve ser preservada e ou aumentada.

Sendo assim, a renaturalização consiste em uma boa medida de mitigação da suscetibilidade a inundação uma vez que armazena e retarda o fluxo do rio, e reduz a erosão (NWRM, 2015).

A importância da preservação das planícies de inundação no processo de renaturalização pode ser compreendida pelo papel que as mesmas desempenham incluindo uma grande variedade de funções essenciais, como transporte e armazenamento das águas subterrâneas, recarga de aquíferos, controle da erosão dos rios, controle de cheias, redução das taxas de sedimentação, manutenção da qualidade da água e o apoio a ecossistemas altamente produtivos (TASK FORCE ON THE NATURAL AND BENEFICIAL FUNCTIONS OF THE FLOODPLAIN, 2002 apud SIMIONI, 2016).

De acordo com Simioni (2016), em pulsos de inundação superiores a 247 mm, na APABG cria-se uma extensa área de conectividade entre a planície de inundação do rio Gravataí e o corredor que liga os banhados Grande ao banhado dos Pachecos, formando um triângulo de conectividade entre os diferentes compartimentos geológicos/geomorfológicos.

Reafirma assim a importância da preservação dessas áreas, que ao se conectarem formam mosaicos móveis (SIMIONI, 2016) que garantem a manutenção de espécies e proporcionam a proliferação de algas durante a inundação, e o enriquecimento de nutrientes no solo, após a seca (TITTENSOR, 2013 apud SIMIONI, 2016). Ainda de acordo com o autor, a variação do nível de cota do rio Gravataí apresenta rápida resposta aos eventos de precipitação pluviométrica, o que auxilia no amortecimento de inundações.

Sendo assim, a área apresenta características ambientais essenciais para os ecossistemas e para a dinâmica hídrica da bacia. O processo de renaturalização torna-se fundamental para garantir a manutenção deste ambiente e a preservação de característi-

cas de paisagem, amortecimento de inundações, fauna e flora, e a conservação das áreas úmidas da bacia.

Bioengenharia

De acordo com Binder (2001) os objetivos da renaturalização são alcançados à medida que o plano de renaturalização considera, simultaneamente, os conhecimentos de engenharia hidráulica e técnicas de bioengenharia, em seu desenvolvimento.

A bioengenharia consiste no uso de elementos biologicamente ativos (como vegetação) junto a elementos inertes (como madeira) em obras ou pequenas intervenções de estabilização de solos, margens e sedimentos em cursos d'água (SUTILI, 2004). De acordo com o autor, pequenas intervenções físicas no leito e canal, apoiadas ou não por medidas vegetativas, podem alterar características como a velocidade da água e a tensão de erosão suportada pelo leito, controlando os processos fluviais e proporcionando um direcionamento do sistema à renaturalização.

Segundo Silva e Pires (2007) as técnicas de bioengenharia são antigas, e remontam as civilizações suméria e romana. De acordo com Durlo; Sutili (2005) na China, seu uso data de antes do século XII quando os chineses utilizavam feixes de galhos de plantas vivas para estabilizar margens de rios. No início do século XX, a China passou a usar técnicas similares para controle de erosão e inundações. Nos países europeus, especialmente na Alemanha, são utilizadas soluções de bioengenharia no solo a mais de 150 anos. Nos Estados Unidos, tais medidas tiveram maior difusão a partir de 1930.

Entretanto, segundo os autores, no pós-segunda guerra, com o crescimento de maquinário pesado para uso da terra e o desenvolvimento de novas técnicas estruturais de estabilização de margens e controle de erosão, as práticas de bioengenharia praticamente desapareceram.

Desde 1980 principalmente nos Estados Unidos e Europa,

as técnicas de bioengenharia têm sido utilizadas e reconhecidas cada vez mais como excelentes alternativas no combate à erosão. Para Binder et al. (1983) ao invés de utilizar materiais artificiais, deveríamos recorrer a bioengenharia como meio de proteção das margens dos cursos de água.

No manejo biotécnico de cursos da água Durlo; Sutili (2014) sugerem o uso de diferentes técnicas de plantio e de materiais, dependendo da inclinação do talude do local, como demonstrado na Figura 2.

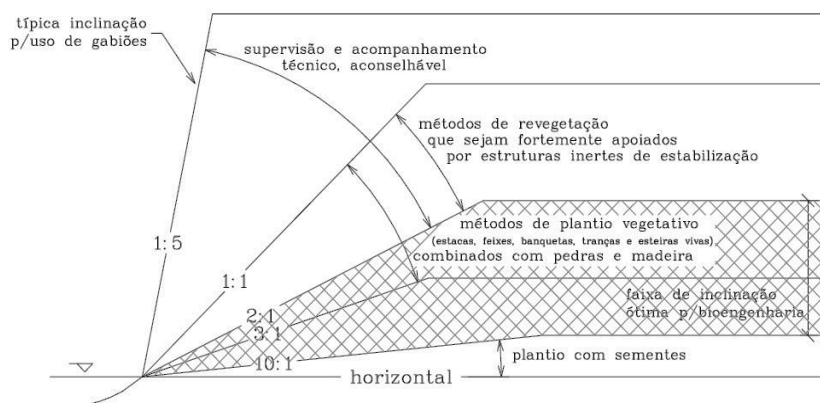


Figura 2. Determinação do método apropriado em função da inclinação da margem. Fonte: FISRGW (1998, apud Durlo & Sutili, 2005).

De acordo com Durlo; Sutili (2014) dividem-se em dois grupos, os de obras transversais e os de obras longitudinais. O primeiro grupo age principalmente na redução da velocidade da água através do desenvolvimento de um perfil de compensação que modifica a inclinação original do leito forçando o depósito de sedimentos, consolidando o leito e estabilizando as margens. O segundo grupo tem como funções reconstruir, proteger e esta-

bilizar as margens. Isso pode ser conseguido tanto com o revestimento vegetal e/ou físico das margens, como pela construção de râmprolas ou espigões transversais (ambas, obras semelhantes às barragens, mas que não chegam a atravessar toda a seção transversal do curso de água).

A renaturalização de rios originalmente meandrantess, e posteriormente canalizados consiste em melhorar os raios de curvatura do rio retificado devolvendo o equilíbrio ecológico para o ecossistema. A Figura 3 mostra as três fases do processo de renaturalização.

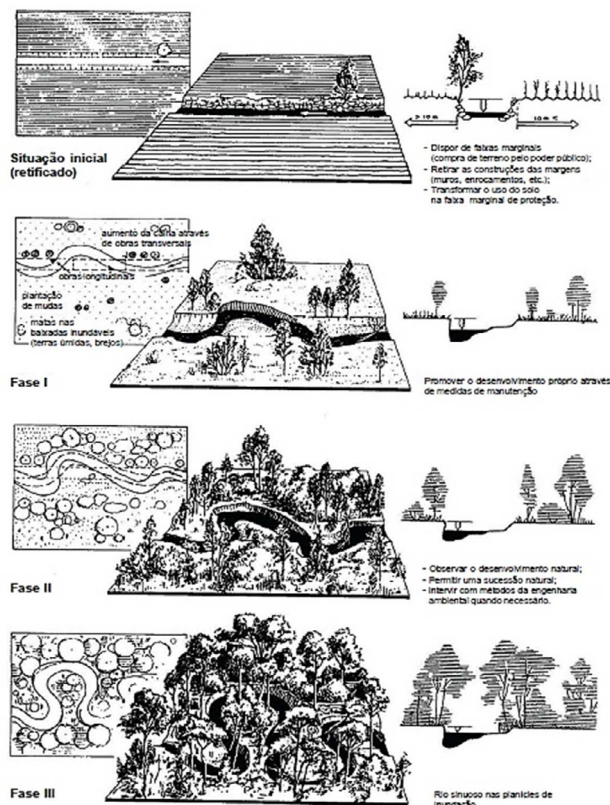


Figura 3. Representação esquemática da evolução de rio retificado em rio renaturalizado. Fonte: Selles et al., 2001.

Em áreas rurais ou mais naturais, muitas vezes a degradação fluvial se refere à remoção de vegetação ripária ou da erosão da bacia, promovida por cultivos agrícolas ou obras de canalização dos rios, sendo assim, com os cuidados apropriados, o corredor fluvial pode ser restaurado (VERÓL, 2013).

Para a renaturalização em cursos d'água, as técnicas de bioengenharia são fundamentais para garantir intervenções de baixo impacto e resultados de reestabelecimento das áreas de preservação permanente nas margens.

Geotecnologias aplicadas à renaturalização

A utilização de Geotecnologias é subsídio que pode se tornar uma ferramenta de monitoramento, planejamento e análise em estudos ambientais. Entretanto, existem poucos estudos que denotem seu uso para identificação de áreas passíveis de recuperação e/ou renaturalização no âmbito de cursos d'água. O potencial de utilização destas ferramentas consiste na possibilidade de análises temporais e visuais de recortes espaciais facilitando a compreensão da dinâmica hídrica da bacia hidrográfica e seus afluentes. Visto que, cada curso d'água tem características próprias e distintas à identificação e análise temporal da situação pré e pós-impacto da área a ser recuperada, o que facilita o processo de diagnóstico e planejamento das ações *in loco*.

De acordo com Burrough (1986), um SIG pode ser utilizado em estudos relativos ao meio ambiente e recursos naturais, na pesquisa da previsão de determinados fenômenos ou no apoio a decisões de planejamento, considerando a concepção de que os dados armazenados representam um modelo do mundo real.

O avanço tecnológico dos últimos anos favoreceu o desenvolvimento de novos satélites de monitoramento terrestre-ambiental, os quais possibilitam, em escala global, regional ou local, a coleta de dados (quantitativos e qualitativos) de diversas medições como dados sobre o grau de degradação ambiental, acompanhamento de biomas ameaçados de extinção, sobre alterações climáticas, sobre níveis de poluição da água e da atmosfera, dentre outros (MASCARENHAS et al., 2008)

A disponibilidade de dados de sensoriamento remoto em várias resoluções temporais, espaciais e espectrais e com banco de dados históricos permite propor o desenvolvimento de metodologias para monitorar e compreender sistemas ambientais que façam uso dessa tecnologia (BARBOSA, 2005).

Uma das técnicas de sensoriamento remoto difundida para monitoramento dos ecossistemas em determinada escala de tem-

po, consiste no uso dos Índices de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI). Os maiores valores de NDVI, relacionam-se às áreas de vegetação com maior vigor. Enquanto os menores valores, representam as áreas de vegetação estressada ou áreas desnudas (VIGANÓ et al., 2011).

Já em relação aos recursos hídricos segundo Mascarenhas et al., (2008), as técnicas de sensoriamento remoto possibilitam o monitoramento do estado de conservação da qualidade da água e dos processos hidrológicos envolvidos, tais como o percurso da água subterrânea e superficial, processos erosivos, além de estimativas de inundação das bacias hidrográficas.

Dentre os métodos e técnicas de processamento de imagens de sensoriamento remoto com vistas à análise hidrológica, destaca-se o Índice da Diferença Normalizada de Água (Normalized Difference Water Index NDWI), desenvolvido por McFeeters (1996) com o intuito de delinear feições presentes no ambiente aquático, e realçar a presença das mesmas nas imagens.

McFeeters (1996) modificou a equação do NDVI invertendo as variáveis e utilizando o comprimento de onda do verde ao invés do vermelho, a fim de obter melhores resultados voltados à água, considerando assim o NDWI como ferramenta para delinear características da água, enquanto simultaneamente elimina características do solo e da vegetação terrestre.

A utilização de NDWI no mapeamento da lâmina d'água, conforme visto em Brenner e Guasselli (2015) também permitiu identificar áreas alagadas, tanto ocupadas por atividades agrícolas e pecuárias, como em áreas preservadas, atestando o potencial do NDWI para identificação de áreas alagáveis.

Brenner e Guasselli (2015) buscaram identificar os meandros ativos no leito do canal do rio Gravataí com potencial de renaturalização, através da aplicação do índice de NDWI utilizando uma série temporal de imagens de 1984 a 2010. A técnica demonstrou-se consistente para delineamento e identificação de áreas úmidas conforme descrito por Cinquini e Azevedo (2012).

Além disso, Brenner e Guasselli (2015) identificaram na bacia hidrográfica uma área no curso do rio Gravataí com potencial de renaturalização. A partir do NDWI geraram imagens (Figura 4) para delinear a área mais úmida do leito do canal correspondente à planície de inundação do rio que ainda se encontra preservada em um determinado trecho. Além disso, destacaram uma malha meândrica ainda ativa neste trecho de planície de inundação preservada da área canalizada do rio.

Na série temporal, entre 1984 e 2010, o NDWI valores positivos de NDWI (>0) correspondem aos corpos hídricos, ressaltando a presença de fluxo e massa d'água nos meandros preservados da referida planície. Os valores negativos referem-se as demais áreas de uso agrícola e do entorno.

Nessas imagens também é possível observar o comportamento do fluxo do rio (círculo destacado), que mesmo após a retificação de seu curso continuou a circular pelos meandros preservados. Essa quantidade de água mantida em circulação foi fundamental para conservação dos mesmos.

A partir da identificação de áreas com meandros ativos, nesse trecho canalizado do rio Gravataí, identificou-se uma área potencial onde foram selecionadas imagens Landsat em período chuvoso e em período seco de um mesmo ano (fevereiro e outubro de 2004) aplicando-se o NDWI (Figura 5). Como resultado foi possível delinear a planície de inundação preservada.

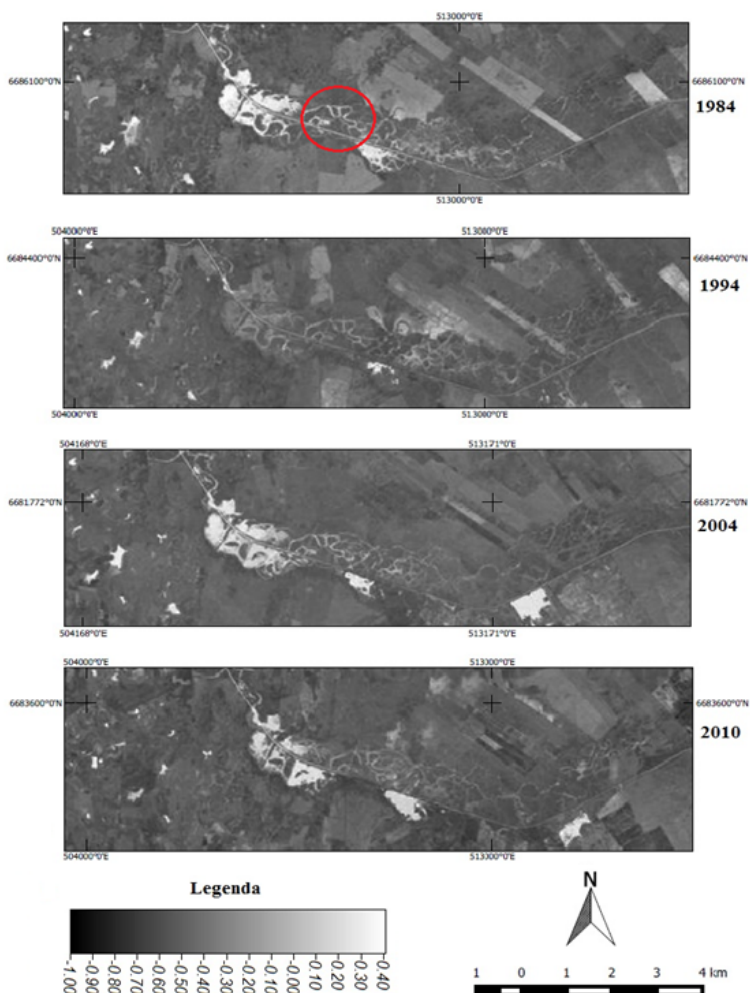


Figura 4. Série temporal de Índice de Diferença Normalizada da Água, com identificação de malha meândrica ativa, trecho canalizado do rio Gravataí.

A partir do produto gerado pelo NDWI a planície foi quantificada com uma extensão de aproximadamente 5 km, correspondendo a 20% da área do leito do canal retificado.

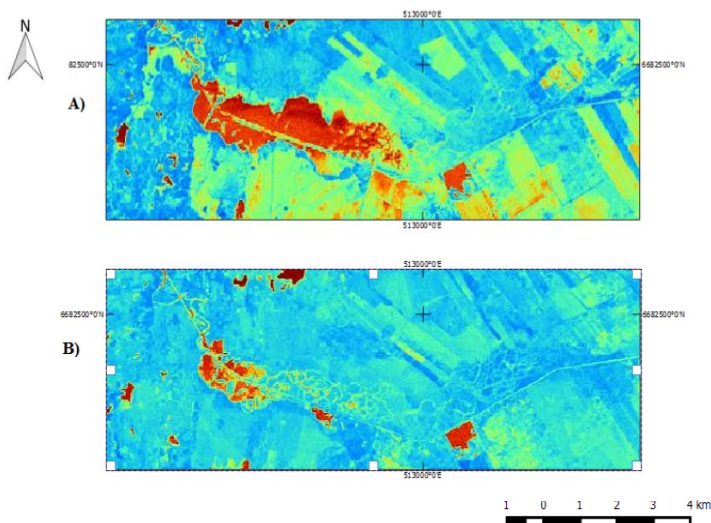


Figura 5. Identificação da planície de inundação preservada: (A) NDWI em período chuvoso 08/10/2004; (B) em período seco 11/02/2004.

A variabilidade do fluxo e a dinâmica de um curso d'água muitas vezes inviabiliza o monitoramento a campo contínuo, enquanto que através do sensoriamento remoto pode-se monitorar e verificar em um contexto mais amplo (bacia hidrográfica) as principais alterações e possibilidades para elaboração de um projeto integrado de renaturalização. A utilização de imagens de satélites e aplicação de índices demonstrou-se na prática como ferramenta para o planejamento de renaturalização e gestão de cursos d'água.

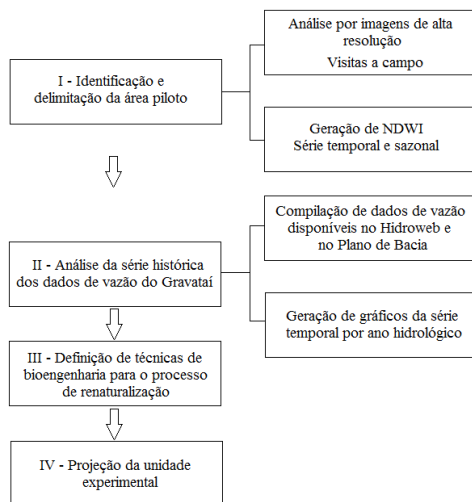
Metodologia

A metodologia baseou-se em quatro etapas, conforme o Fluxograma 1:

Na Etapa 1 foram utilizadas técnicas de processamento digital e análise visual em imagens Landsat em uma escala tempo-

ral e sazonal. Foram adquiridas imagens Landsat 5 TM, do banco de imagens do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), disponíveis em <http://www.dgi.inpe.br/CDSR/> referente aos anos de 1984, 1994, 2004, e 2010 relativas aos meses de outubro, janeiro, outubro e dezembro respectivamente na área retificada do rio Gravataí.

Os meses escolhidos se referem à abrangência de uma maior sazonalidade para identificação dos meandros ativos. A partir das imagens foi aplicado o índice de diferença normalizada da água *Normalized Difference Water Index* (NDWI).



Fluxograma 1. Etapas metodológicas

Segundo McFeetrs (1996) a aplicação do NDWI, permite: a) maximizar a reflectância típica da água utilizando o comprimento de onda do verde; b) minimizar a baixa reflectância dos corpos de água no infravermelho próximo; c) realçar o contraste entre a água e a cobertura vegetal, proporcionada pelo infravermelho próximo. Segundo Ji et al. (2009), a concepção do índice espectral de água foi baseada no fato de que a água absorve energia em comprimentos de onda do infravermelho próximo (NIR) e ondas

curtas de infravermelho (SWIR). O NDWI é obtido através das bandas do verde (V) e do infravermelho próximo (IVp) do satélite Landsat 5:

$$\text{NDWI} = (\text{TM2} - \text{TM4}) / (\text{TM2} + \text{TM4})$$

Em que: TM2 corresponde ao comprimento de onda do verde; TM4 ao infravermelho próximo. O valor de NDWI varia de -1 para 1. McFeeters (1996) definiu zero como o limiar. Isto é, o tipo de cobertura é a água se $\text{NDWI} \geq 0$ e é não água se $\text{NDWI} < 0$ (BRUBACHER & GUASSELLI, 2013).

A partir do NDWI foi determinado um recorte de imagem sob a área com meandros ativos na planície de inundação, e aplicado o índice em duas imagens Landsat, uma em um período chuvoso e outra em período seco de um mesmo ano (fevereiro e outubro de 2004). Dessa forma foi possível delinear a planície de inundação com os meandros ativos preservados, possibilitando uma identificação mais detalhada da potencial área de estudo.

Após a identificação e determinação do local foram realizadas visitas a campo para delimitação da área com equipamento GPS, medição das margens e fotos, para análise das técnicas de bioengenharia a serem empregadas.

Na segunda etapa foram analisadas possíveis alterações na vazão causadas pela retificação, a partir de dados de vazão entre 1940 e 2009, obtidos do banco de dados da Agência Nacional das Águas e do Plano de Bacia do rio Gravataí. Foram gerados gráficos de vazões médias, vazões mínimas e máximas do período que compreende o momento pré-retificação e pós-retificação.

Dentre as várias técnicas existentes dentro do campo da bioengenharia, seus usos e implantações variam de acordo com a morfologia do canal, com as áreas disponíveis para implantação e com os objetivos da proposta de restauração/renaturalização. As técnicas de bioengenharia foram selecionadas de acordo com

as visitas a campo e com as características de cada local.

A partir da revisão bibliográfica, da análise de unidades experimentais e de visitas a campo determinou-se o experimento de controle, na Etapa III. A qual dividiu-se em três fases: (1) seleção das técnicas para embasar a parte estrutural do experimento; (2) escolha das plantas a serem utilizadas nas biotécnicas; (3) elaboração de uma metodologia de instalação e monitoramento da área modelo.

A Etapa IV consistiu no desenho e projeção da unidade experimental. Após as análises das imagens, visitas a campo e medições delineou-se uma projeção para a unidade experimental unindo as técnicas e materiais selecionados. Para a projeção foi utilizado o software *Google SketchUp*, com licença de código aberto, para a criação de elementos e cenários em 3D.

No *Google SketchUp*, foram traçados os elementos estruturais do experimento, bem como os materiais vegetais de preenchimento e os sacos de areia. Selecionou-se também, a metodologia para a aplicação e monitoramento da unidade experimental, por meio de revisão bibliográfica, análise de técnicas utilizadas e resultados de pesquisas com experimentos como o de brotação de espécies adaptadas às condições de planície de inundação. Foram realizadas visitas a campo, medições de margem, registros fotográficos, e planejamento de rotas para o monitoramento.

Os resultados do estudo de caso foram divididos em quatro segmentos seguindo a metodologia de aplicação da pesquisa.

Identificação da área

Em áreas muito planas o rio naturalmente tende a ser meândrico. No rio Gravataí, após a retificação de parte do canal, uma área ainda se encontra preservada e seus meandros encontram-se ativos. Por ser um ponto natural de circulação das águas do rio Gravataí, e associado aos pulsos de inundação, atividades

agrícolas não conseguiram ser implantadas, favorecendo a preservação do local.

A partir da identificação da planície preservada na imagem com aplicação de NDWI contornou-se a área da planície em uma imagem de alta resolução espacial, Figura 6, verificando que a planície possui uma extensão de aproximadamente 5 km, correspondendo a 20% de área preservada de todo o leito do canal retificado.

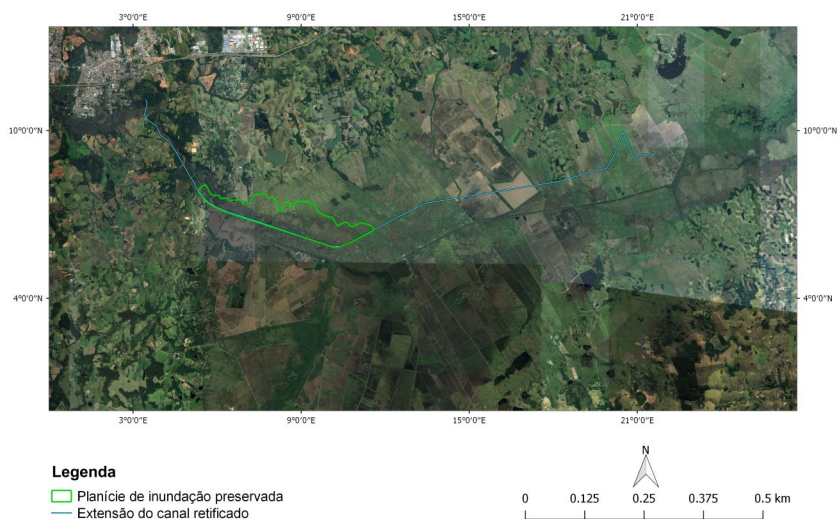


Figura 6. Extensão do canal retificado parte da planície de inundação no leito do Rio Gravataí. Fonte: Elaborado pelo Autor.

A área é conhecida pela população e agricultores da região como Lagoa da Anastácia, Figura 7. Acredita-se que por possuir essa dinâmica de baixa altimetria e inundada em períodos de inundação tornou-se visualmente conhecida como Lagoa da Anastácia, servindo como ponto de referência dos antigos pescadores e moradores locais. O que se tornou outro fator benéfico à preservação local, visto que acreditando ser uma “Lagoa” os agricultores não expandiram sua área de cultivo sob a planície.

A partir da delimitação da área potencial, foram identificados em uma escala de maior detalhe os meandros ativos na planície de inundação preservada. Através do *Google Earth* e da ferramenta de imagens históricas foi definida uma trama de meandros ativos, Figura 8, e identificados os meandros com maior potencial inicial de renaturalização, Figura 9.



Figura 7. Área inundada da planície de inundação preservada. Foto: Brenner, 2016.

O meandro com potencial de renaturalização possui uma extensão preservada maior que os demais e um fluxo de água intenso. Esse fluxo, principalmente em períodos de grande inundação, pode causar o rompimento da barreira do canal, forçando a reconexão dos demais meandros ao fluxo do rio. Em alguns pontos seu leito atinge cerca de 40 metros de largura, demonstrando a estabilização e permanência ativa de seu fluxo.



Figura 8. Meandros ativos na planície de inundação preservada, e trecho canalizado do rio Gravataí. Fonte: *Google Earth*, 2016.



Figura 9. Meandro com potencial de renaturalização, as setas indicam o fluxo de circulação dos meandros. Em baixo trecho canalizado do rio Gravataí bastante assoreado. Fonte: *Google Earth*, 2016.

Na Figura 10 a seguir se observa a vegetação ao longo do trecho do canal retificado, e a esquerda a área de conexão dos meandros com o rio.

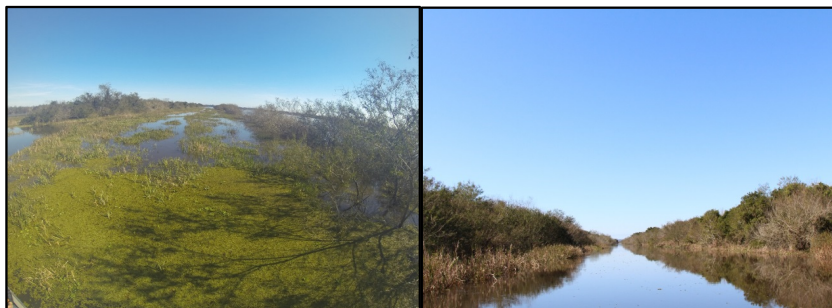


Figura 10. A direita, vegetação consolidada na margem do canal; A esquerda área de conexão entre o canal e os meandros. Fonte: Autor, 2016.

Análise da vazão

Em 1985, o relatório do DNOS apresenta uma análise da série de vazões do período entre 1940 e 1981. Nesse relatório, consta que a retificação do canal, nesse período, não implicou em alterações no regime hídrico, nem no aumento da vazão no sentido a jusante do canal.

Visando uma análise comparativa dos resultados obtidos em 1985, foi realizada uma análise da série de vazões do período entre 1940 e 2009. Essa análise demonstrou que houve uma tendência do aumento da vazão pós-retificação.

Em geral, obras de retificação resultam em alterações, no que concerne principalmente às vazões extremas. As vazões máximas aumentam, por maior facilidade de escoamento, e as vazões mínimas ficam mais frequentes, pela eliminação das áreas úmidas que supriam as vazões durante períodos sem precipitações.

O Gráfico 1 de vazões médias anuais demonstra a tendência de aumento no valor das vazões exponencialmente a partir

do período pós-retificação (a partir de 1971/1972). A retificação do Gravataí ocorreu no final da década de 60, entre 1967 e 1969. Destaca-se que as vazões médias têm uma variação considerável ao longo do ano, a vazão média máxima ocorreu no ano hidrológico de 1982/1983 em um valor de 39,10 m³/s, já a vazão média mínima ocorreu no ano hidrológico de 1962/1963 com 3,49 m³/s.

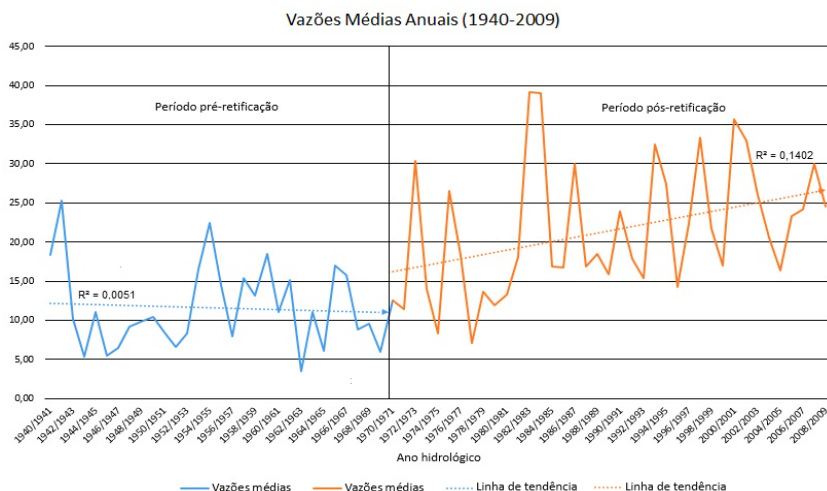


Gráfico 1. Vazões Médias Anuais do período de 1940-2009.

A análise do comportamento do padrão das vazões, em uma escala temporal maior (69 anos) mostra o aumento das vazões após a retificação do rio Gravataí. Na medida em que o objetivo inicial do DNOS ao retificar o Gravataí era justamente o aumento da velocidade de escoamento da água e a drenagem do Banhado Grande, pode-se afirmar que essa intervenção vem cumprindo fielmente seus objetivos de criação.

Ao se renaturalizar um rio a velocidade de fluxo da água diminui ao encontrar curvas em seu traçado, sendo assim, a ten-

dência demonstrada na análise histórica dos dados de vazão evidencia a necessidade de renaturalização do trecho retilíneo do Gravataí.

Bioengenharia associada à renaturalização: Técnicas projetadas para a bacia hidrográfica do rio Gravataí / RS⁷

O estudo de caso realizado no canal do rio Gravataí, identificou e propôs áreas para renaturalização de um trecho do curso retificado do rio. Visando assim, à recondução do fluxo do canal retificado para os meandros através de algumas intervenções no leito do canal utilizando-se de técnicas de bioengenharia. Foi proposta a instalação de uma área modelo de pesquisa com o objetivo de uma unidade experimental de controle.

Projeção das intervenções

Nas áreas selecionadas como potenciais para receber intervenções visando o processo de renaturalização, foram indicados 11 pontos no trecho retificado do rio Gravataí na planície de inundação. E um ponto foi escolhido para projeção da área modelo de pesquisa (unidade experimental), na conexão do leito do canal retificado com uma entrada do fluxo de água para os meandros (Figura 11).

7 Estudo de caso referente a dissertação de mestrado de Viviane Carvalho Brenner, intitulada “Proposta Metodológica para Renaturalização de um trecho retificado do Rio Gravataí/RS”. Programa de Pós-Graduação em Geografia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2016, 94f.



Figura 11. Ponto com potencial de reconexão, localizado no canal em que ocorre a conexão com os meandros, selecionado para receber intervenções.
Foto: Brenner, 2015.

Este ponto foi selecionado por apresentar melhor potencial de reconexão do fluxo do canal aos meandros. Em campo verificou-se que a profundidade do canal no trecho em que adentra os meandros diminui, e fica em torno de 1 a 1,5 metros. Em período de estiagem o nível de água, nesse trecho, fica tão baixo que torna impossível a navegação de barcos. Nessa área, o trecho canalizado encontra-se assoreado pelo fluxo de sedimentos que se depositam ao início da curva do fluxo meândrico.

Este ponto foi selecionado para instalação da unidade experimental, baseada em biotécnicas, visando o fortalecimento da conexão meândrica e o fechamento natural do trecho do canal assoreado. As intervenções de bioengenharia visam garantir a reconexão do fluxo do canal retilíneo aos meandros adjacentes da planície, expandindo a área de circulação do rio e diminuindo a velocidade de fluxo da água através de seus meandros.

A partir das imagens se constata a existência de alguns canais de drenagem construídos e atualmente abandonados (Figuras 12, 13, 14 e 15). Esses canais afetam a dinâmica da circulação da água pelos meandros, drenando e direcionando novamente o fluxo para o canal retilíneo. Para redirecionar esse fluxo foram

definidas intervenções nesses pontos, visando garantir o sucesso do processo de renaturalização.



Figura 12. Pontos A e B identificados como canais de drenagem das curvas meândrica e ponto; C e D selecionados para aumentar a conexão do fluxo do canal com os meandros. Fonte: LAGAM, 2016.

O ponto F, Figura 13, caracteriza-se também como um canal de drenagem que não é mais utilizado. O ponto G, corresponde a uma antiga conexão meândrica a ser fortalecida no processo de renaturalização.



Figura 13. Pontos F e G de acordo com as respectivas técnicas selecionadas.
Fonte: LAGAM, 2016.

Os pontos E, I, J e K referem-se a conexões a serem fortalecidas através de pequenas intervenções biotécnicas (Figura 14). O ponto H, Figura 15, caracteriza-se por um trecho do Arroio do Pinto (conhecido também como riacho ou córrego do Pinto) que teve seu curso canalizado e direcionado para leito do Gravataí.

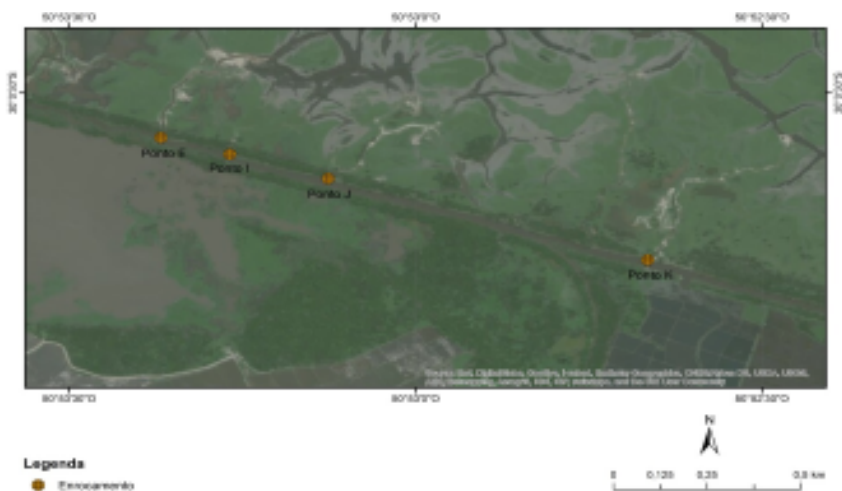


Figura 14. Pontos identificados como E, I, J e K. Fonte: LAGAM, 2016.



Figura 15. Ponto H identificado para receber técnicas mistas de intervenção. Fonte: LAGAM, 2016.

A projeção das intervenções faz parte de uma proposta para renaturalizar o trecho retificado do Gravataí, incluindo a mitigação do processo erosivo no interior da AU. A parte inicial da proposta refere-se à planície de inundação a jusante do banhado, a disposição final dos pontos apresentados pode ser visualizada na Figura 16.

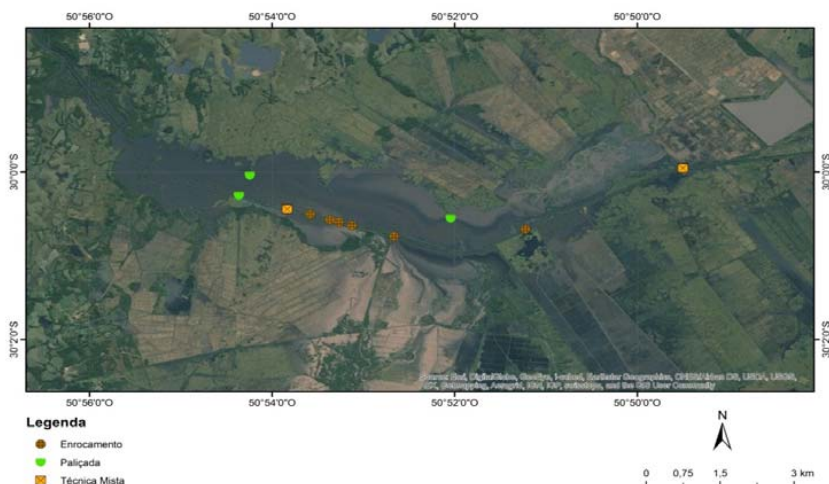


Figura 16. Localização de todos os pontos de intervenção no trecho de planície de inundação a jusante do Banhado Grande. Fonte: LAGAM, 2016. As técnicas projetadas, bem como a localização dos referidos pontos podem ser visualizados na tabela 1. As técnicas de bioengenharia determinadas para cada ponto variam entre si, os pontos D, E, I, J e K inicialmente foram projetados para receber intervenções para retirada de vegetação que obstrua a conexão meândrica e a aplicação da técnica de enrocamento vegetado para a estabilização de suas margens.

O enrocamento consiste, seguindo a metodologia aplicada por Araújo Filho (2013), em camadas de rochas que são colocadas acima e abaixo do nível da água (Figura 17) para atingir a cota máxima e a cota mínima do rio. Entre os espaços das pedras são plantadas mudas de espécies preferencialmente nativas e fixadas estacas com espaçamento de 1 x 1m para seu crescimento, visando proporcionar uma proteção na base e garantir o desenvolvimento da vegetação e estabilização do talude.

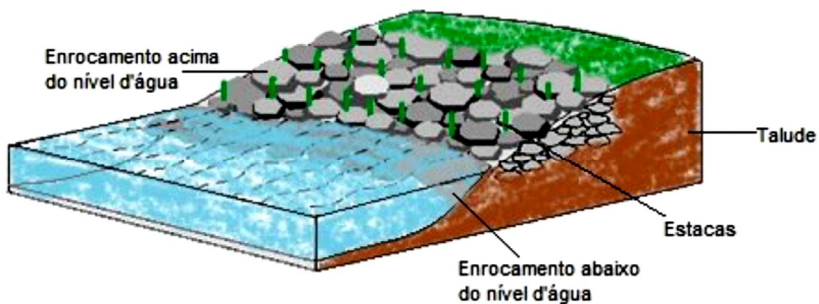


Figura 17. Enrocamento vegetado, visualização esquemática de distribuição das pedras e estacas. Fonte: Modificado de NATURALEA, 2012.

Tabela 1. Localização e descrição de técnicas projetadas para renaturalização

Pontos	Coordenadas Geográficas	Técnicas de bioengenharia a serem aplicadas
A	30° 0'16.83"S 50°54'21.92"O	Técnica de paliçada disposta transversalmente e escalonadas
B	30°0'2.44"S 50°54'14.67"O	Técnica de paliçada disposta transversalmente e escalonadas
C	30°0'26.67"S 50°53'49.83"O	Unidade Experimental - Técnica mista (entrelaçamento, disposição de sacos de areia e enrocamento vegetado)
D	30° 0'30.26"S 50°53'35.02"O	Aumento da conexão na margem e enrocamento vegetado
E	30° 0'34.35"S 50°53'22.05"O	Aumento da conexão na margem e enrocamento vegetado
F	30°0'33.33"S 50°52'2.94"O	Técnica de paliçada disposta transversalmente e escalonadas
G	30° 0'41.03"S 50°51'13.55"O	Técnica mista: Enrocamento vegetado e parede Krainer
H	29°59'57.30"S 50°49'30.00"O	Técnica mista: paliçada transversais e escalonadas e sacas com areia (ou resíduo de rocha)
I	30° 0'35.95"S 50°53'16.09"O	Aumento da conexão na margem e enrocamento vegetado
J	30° 0'38.31"S 50°53'7.56"O	Aumento da conexão na margem e enrocamento vegetado
K	30° 0'46.21"S 50°52'39.89"O	Aumento da conexão na margem e enrocamento vegetado

Para os pontos A, B, e F foram definidas intervenções utilizando a técnica de paliçadas escalonadas (Figura 18). Visando impedir a circulação do fluxo de água nos canais de drenagem desativados na planície de inundação que acabam drenando a água que circula pelos meandros. Aos pontos G e H optou-se por intervenção a partir de técnicas mistas, ou seja, um conjunto de duas técnicas: paliçadas e sacos com areia (ou resíduo de rochas).



Figura 18. Técnicas de paliçada em cursos d'água. Fonte: Engenharia Natural, 2007.

A técnica de sacos com areia (Figura 19) ou resíduo de rocha possui a função de barrar o fluxo d'água e diminuir a velocidade de fluxo, podendo redirecioná-lo de acordo com os objetivos de aplicação. A técnica consiste em preencher os sacos, geralmente de rafia ou material semelhante e resistente com resíduo de rocha, rochas ou areia grossa.



Figura 19. A direita técnica de sacos de areia e à esquerda Parede Krainer.
Fonte: Naturalea, 2012.

Os sacos são costurados na boca (fechados) e no sentido longitudinal e transversal, compartimentalizando, evitando-se o deslocamento do substrato para a parte inferior do saco quando os mesmos são fixados no talude (a fixação se dá por meio de estacas de madeira, bambu ou metal (SILVA, 1998 apud FERNANDES, 2004).

No ponto G determinou-se a abertura de uma passagem entre a margem do canal retificado e a planície de inundação, estabilizando-se a margem aberta com enrocamento vegetado e com a técnica da parede Krainer (Figura 18). Para o ponto H foi projetada uma intervenção com sacos de areia (ou resíduo de rocha) e paliçadas escalonadas no canal secundário de drenagem desativado, que atualmente redireciona o fluxo do arroio do Pinto para fora da planície de inundação da Anastácia.

O ponto C escolhido como unidade experimental, por apresentar uma característica de curva na entrada do canal para o meandro, recebeu a projeção de um conjunto de três técnicas de bioengenharia (Figura 20 e 21): entrelaçamento, sacos com areia (ou resíduo de rocha) escalonados e o enrocamento vegetado nas margens para garantir estabilidade.



Figura 20. Sobreposição da projeção com a foto do local para instalação da unidade experimental.

As intervenções de bioengenharia objetivam a garantia de reconexão do fluxo do canal retilíneo aos meandros adjacentes da planície, expandindo a área de circulação do rio e diminuindo a velocidade de fluxo da água através de suas curvas.

A técnica de entrelaçamento, de acordo com Lawa (1997 apud Selles et al., 2001) consiste em dispor transversalmente troncos de madeira trançando entre eles feixes de material vegetal. Nesta técnica, os ramos dos feixes servem para diminuir a velocidade do fluxo da água e, assim, a erosão das margens. Permite assim efeitos de deposição e melhoria nas margens, proporcionando uma revegetação mais rápida.

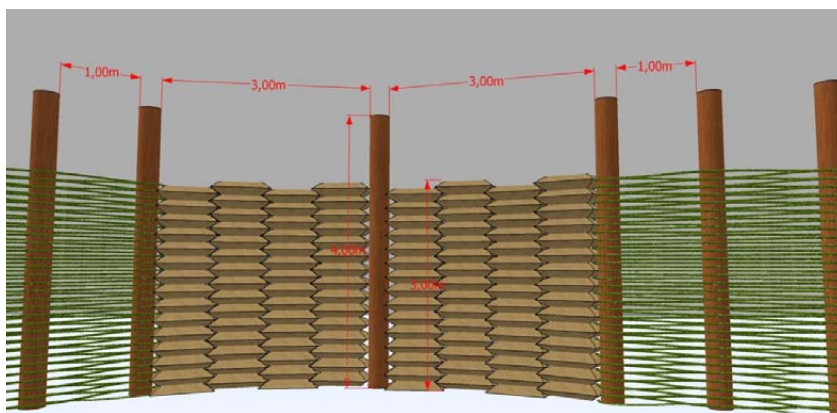


Figura 21. Projeção das medidas da unidade experimental

Segundo Silva e Pires (2007), a redução da velocidade do escoamento tem como objetivo principal a contenção de sedimentos e material orgânico para controlar processos erosivos e aumentar a diversidade de “habitats”. Os meandros que devem receber as intervenções possuem uma extensão maior que os demais da planície e um fluxo de água intenso. Esse fluxo, principalmente em período de grande inundação, permitiu romper a barreira do canal, forçando a reconexão ao fluxo do rio.

Compreendendo o processo de renaturalização, o projeto aqui disposto prevê uma série de medições e monitoramento da unidade experimental. O monitoramento do rio deverá ser realizado através da mensuração de alguns parâmetros (turbidez, sólidos dissolvidos, sólidos em suspensão, vazão, pH, condutividade elétrica, poluentes).

A estrutura de bioengenharia da unidade experimental deverá ser monitorada e receber as devidas manutenções para garantir o sucesso da intervenção. O estabelecimento da vegetação na margem do canal depende de vários fatores ambientais externos. Para o sucesso da implementação do experimento de renaturalização também deverão ser realizados procedimentos de avaliação e monitoramento da vegetação.

Conclusões

A bacia do Gravataí sofre inúmeros impactos decorrentes da pressão antrópica. As inundações urbanas são as mais notáveis ao atingir grande parte da população a jusante do rio. Assim sendo, os passivos ambientais do canal retificado do Gravataí tornaram-se mais relevantes do que o cumprimento do objetivo proposto pelo DNOS, à época, com sua abertura.

A variação tão extrema das vazões dá margem à necessidade de se repensar o traçado do curso retificado do Gravataí. O trecho retilíneo favorece ainda mais o escoamento acelerado de montante para jusante, impedindo o Banhado Grande de cumprir sua função na bacia de “esponja” ao absorver os grandes picos de pluviosidade e liberar a água de forma lenta, conforme demandado. Desta forma, para o Gravataí a melhor intervenção deve ser focada na descanalização, ou seja, a retomada do seu curso mais próximo ao natural (meândrico).

A renaturalização segundo Binder (2001), pode ser vista como uma resposta do rio em busca por seu estado de capacidade de se auto-sustentar como no período pré-retificação. Em alguns casos o rio originalmente meandrante tende a se renaturalizar reativando seus meandros. Mas a velocidade desse processo, entretanto, muitas vezes não consegue superar a velocidade de ocorrência dos impactos que perpetuam esse canal.

O processo de renaturalização proposto objetiva a manutenção e melhoria ambiental do sistema Banhado Grande da bacia do Gravataí, possibilitando a reconexão dos meandros, a suavização dos canais retilíneos e a diminuição da velocidade do fluxo de água. O conjunto de intervenções vai proporcionar a mitigação do passivo ambiental da obra do DNOS em termos hidrológicos e ecossistêmicos. Ao possibilitar a renaturalização do sistema Banhado Grande e a retomada de forma gradual dos fluxos os nichos e ambientes se adaptarão as espécies ali presentes favorecendo a circulação e a recolonização da fauna e flora

típica de ambientes paludiais e de planícies inundáveis.

Após décadas de exploração aos recursos hídricos e afastamento dos cursos d'água, inúmeras cidades vêm buscando uma mudança de paradigmas ao tentar se conciliar com seus rios, promovendo de forma sustentável uma reaproximação e mitigação dos passivos ambientais da herança das grandes obras higienistas.

Apesar de ser um tema ainda recente no Brasil, a renaturalização surge como uma alternativa sustentável e de baixo custo para mitigação dos impactos de obras de retificação não cimentadas, como o caso do rio Gravataí.

Favorecendo *feedbacks* positivos tanto do ponto de vista ecológico como social, ao possibilitar à população o conhecimento dos benefícios da preservação desses ambientes. Utilizando-se também da unidade experimental para, em campo, demonstrar a comunidade o processo de retorno do rio ao seu curso natural e os serviços ambientais ali envolvidos.

Referências

ARAUJO FILHO, R. N. et al. Implantação de técnicas de bioengenharia de solos no controle da erosão no baixo São Francisco, estado de Sergipe. **Scientia Plena**. Sergipe, vol. 9, Num. 7, 2013.

ARZET, K. **Rio Isar: Munique, Alemanha**. In.: Revitalização de Rios no Mundo: América, Europa e Ásia. Org.: MACHADO, A.T.G.M.; LISBOA, A.H.; ALVES, C.B.M.; LOPES, D.A.; GOULART, E.M.A.; LEITE, F.A.; POLIGNANO, M.V. Belo Horizonte: Instituto Guaicuy, 344p. 2010.

BARBOSA, C. C. F. Sensoriamento remoto da dinâmica de circulação da água do sistema planície de Curuaí/Rio Amazonas. **Tese** (Doutorado em Sensoriamento Remoto) - Instituto de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, 2005.

BINDER, W. et al. Natural River Engineering - characteristics and limitations. **Garden und Landschaft**, vol. 2, p. 91-94, 1983.

BINDER, W. Rios e Córregos, Preservar - Conservar - Renaturalizar: A Recuperação de Rios, Possibilidades e Limites da Engenharia Ambiental. SEMADS: Rio de Janeiro, 2001.

BOTELHO, R.; SILVA, A. Bacia Hidrográfica e Qualidade Ambiental. In: Vitte, A. C.; Guerra, A. J. T. (Org). **Reflexões Sobre a Geografia Física no Brasil**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2004. Cap. 6, p. 153 – 190.

BRENNER, V.C. Proposta metodológica para renaturalização de trecho retificado do rio Gravataí - RS. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-graduação em Geografia, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2016, 94 p.

BRENNER, V.C.; GUASSELLI, L.A. Índice de diferença normalizada da água (NDWI) para identificação de meandros ativos no leito do canal do rio Gravataí/RS – Brasil. In: **XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, n. 17, 2015, João Pessoa/PB. XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Brasília: INPE, 2015. p. 3693-3699. Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/sbsr2015/files/p0727.pdf>>. Acesso em: set. 2017.

BRUBACHER, J.P.; GUASSELLI, L.A. Mapeamento da área inundável da planície do rio dos Sinos a partir do índice NDWI, São Leopoldo - RS. In: **Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR)**. Foz do Iguaçu. **Anais...** São José dos Campos: INPE, p. 4540-4547, 2013.

BURROUGH, P.A. Principles of geographical information systems for land resources assessment. Oxford, Clarendon Press, 1986. 193 p.

CINQUINI, J.; AZEVEDO, A. Estimativa de áreas alagadas no período de seca e cheia em Otto bacia no município de Corumbá/MS, utilizando NDVI, NDWI e atributos de textura em imagens Landsat/TM. In: **Simpósio de Geotecnologias no Pantanal**, n. 4, 2012. **Anais ...**, p.71-80. Disponível em: <<https://www.geopantanal.cnpia.embrapa.br/2012/cd/geopantanal.pdf>>. Acesso em: set. 2017.

COLLISCHONN, B. et al. Modelagem Hidrológica de Uma Bacia com Uso Intensivo de Água: Caso do Rio Quaraí-RS. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Porto Alegre, v. 16, n. 4, p. 119-133, 2011.

DANGERMOND, J. What is a Geographic information system (GIS)? In: JOHNSON, A. I.; PETTERSSON, C. B.; FULTON, J. L. Geographic Information Systems (GIS) and Mapping – Practices and Standards.

Philadelphia: ASTM STP 1126, Eds. American Society for testing and Materials, 2012.

DARONCH, M. C.; PRADO, R. J. O impacto da rizicultura e pecuária sobre os banhados do jacaré e grande-município de São Borja/RS. **VI Simpósio Nacional de Geomorfologia**. Goiânia, 2006.

DURLO, M. A.; SUTILI, F. J. Bioengenharia: Manejo biotécnico de cursos de água. Porto Alegre: EST Edições. 2005.

DURLO, M. A.; SUTILI, F. J. Bioengenharia: Manejo biotécnico de cursos de água. Porto Alegre: 3ª Ed. Santa Maria: 2014.

ETCHELAR, C. B. Análise do processo erosivo no Banhado Grande, município de Glorinha-RS. Trabalho de Conclusão de Curso. ed. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2014.

FERNANDES, L. S. **Avaliação de mantas comerciais na vegetação de talude em corte de estrada**. Tese (Doutorado em Ciências Florestais). Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 2004

LARSEN, P. Restoration of River Corridors. German Experiences. *In* P. Calow & G.E. Petts (eds.) *The Rivers Handbook*, 419-440. Blackwell Scientific, Oxford, 1994.

LEITE, M.G. Análise espaço-temporal da dinâmica da vegetação no Banhado Grande, Bacia Hidrográfica do rio Gravataí, RS. Dissertação (Mestrado em Geografia). Programa de Pós-Graduação em Geografia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2013.

MASCARENHAS, L.M.; FERREIRA, L.G.; FERREIRA, M.E. Sensoriamento remoto como instrumento de controle e proteção ambiental: análise da cobertura vegetal remanescente na bacia do rio Araguaia. *In: Revista Sociedade & Natureza*. Uberlândia, v. 21, n. 1, p. 5-18, 2008.

MCFEETERS, S.K. The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features. **International Journal of Remote Sensing**, v.17, n.7, p.1425-1432, 1996.

NATURALEA. Espacios Fluviales. Terra Alta, 2012. Disponível em: <<http://www.naturalea.eu/es/ip-espaisfluvials:Cos2>>. Acesso em: set. 2017.

PRAÇA, G. Restaurando o Curso Natural. *In: Boletim Online UFMG*. Minas Gerais, n. 1778, ano 38, 2012. Disponível em: <<https://www.ufmg.br/boletim/bol1778/6.shtml>>. Acesso em: set. 2017.

RHOADS, B.L. **Naturalizing straight urban streams using geomorphological principles**. In: B. GUMIERO, M.; RINALDI, B.; FOKKENS, F.; PRA LEVIS, B.; BELLETI & BRUNO, C. eds. In: ECRR - IV International Conference on River Restoration, 16/19 June, 2008.

SANTOS, J.S.; BEZERRA, I. S. **Proposta de naturalização do canal de drenagem do bairro do Bessa- João Pessoa-PB**. Revista Ambiental. V. 2, n.1. p. 66 - 79. 2016.

SAUNDERS, C.; NASCIMENTO, E. Proposta para renaturalização de rios da Bacia Hidrográfica do Rio São João - RJ. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CADASTRO TÉCNICO MULTIFINALITÁRIO, 2006, Florianópolis. *Anais...* Florianópolis; UFSC, 2006.

SCHEREN, R.S. Urbanização na planície de inundação do Rio Gravataí-RS. Dissertação (Mestrado em Geografia). Programa de Pós-Graduação em Geografia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2014.

SELLES, I.M. et al. Revitalização de Rios-orientação técnica. Rio de Janeiro: SEMADS, 2001.

SEPÚLVEDA, R. Qual revitalização queremos? In: **Seminário Internacional sobre Revitalização de Rios**. Belo Horizonte: Instituto Guaicuy, 2010.

SILVA, P.; PIRES, M. F. Renaturalização de rios, em áreas de trechos urbanos, com a aplicação de técnicas de bioengenharia em obras de engenharia hidráulica. In: **XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos & VIII Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa**. São Paulo, v. 1. p. 162-162, 2007.

SIMIONI, J. P. D. Pulsos de inundação e conectividade em áreas úmidas, Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande - RS. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-graduação em Geografia, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2017.

STROSSER, P.; DELACÁMARA, G.; HANUS, A.; WILLIAMS, H.; JARRITT, N. A guide to support the selection, design and implementation of Natural Water Retention Measures in Europe - Capturing the multiple benefits of nature-based solutions. European Commission. Final version, April 2015.

SUTILI, F.J. et al. Potencial biotécnico do sarandi-branco (*Phyllanthus sellowianus* Müll. Arg.) e vime (*Salix viminalis* L.) para revegetação de margens de cursos de água. *Ciência Florestal*, vol. 14, n. 1, 2004.

VERÓL, A. P. Requalificação fluvial integrada ao manejo de águas urbanas para cidades mais resilientes. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). COPPE. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.

VERÓL, A.P. **Requalificação fluvial integrada ao manejo de águas urbanas para cidades mais resilientes**. Tese de Doutorado em Engenharia Civil. Universidade Federal do Rio de Janeiro. 367 p. 2013.

VIGANÓ, H. A.; FRANCA-ROCHA; BORGES, E. F. Análise do desempenho dos Índices de Vegetação NDVI e SAVI a partir de imagem Aster. SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, p. 1828–1834, 2011.

WATANUKI FILHO, A. Desconstrução mínima e renaturalização: estudo de caso córrego do Aleixo, Barretos-SP. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana. Universidade Federal de São Carlos. São Carlos, 2012.

AUTORES

Cecília Balsamo Etchelar

Geógrafa, Mestra em Sensoriamento Remoto, cecibalsamo@gmail.com.

Daniela Zanetti Bittencourt

Licenciada em Geografia, Mestra em Geografia, daniza.bittencourt@gmail.com.

João Delapasse Simioni

Geógrafo, Mestre em Geografia, Doutorando em Sensoriamento Remoto no Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto / UFRGS, gejoaopaulo@gmail.com.

Laurindo Antonio Guasselli

Professor do Departamento de Geografia, do PPG em Geografia/IGEO, e do PPG em Sensoriamento Remoto / UFRGS, laurindo.guasselli@ufrgs.br.

Marcelo Guglielmi Leite

Licenciado em Geografia, Mestre em Geociências, marceloleite.geociencias@gmail.com

Rudimar Scheren

Geógrafo e licenciado em Geografia, Mestre em Geografia, Doutorando em Geografia no Programa de Pós-graduação em Geografia /UFRGS, rudimarscheren@yahoo.com.br.

Tássia Fraga Belloli

Geógrafa, Mestranda em Sensoriamento Remoto no Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto / UFRGS, tassiabelloli@yahoo.com.br.

Viviane Carvalho Brenner

Gestora Ambiental, Mestra em Geografia, Doutoranda em Geografia no Programa de Pós-Graduação em Geografia / UFRGS, brenner.vivi@gmail.com

Rio Guará, Banhado Grande - RS

Crédito da foto: Cecilia Balsamo Etchelar

